

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM**  
**ENGENHARIA AMBIENTAL**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

**MÁIRA APARECIDA DALAVÉQUIA**

**AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO  
PARA TRATAMENTO DE DEJETOS DE SUÍNOS**

**Dissertação apresentada à Universidade Federal  
de Santa Catarina, para obtenção do título de  
Mestre em Engenharia Ambiental**

**ORIENTADOR: PROF. Dr. PAULO BELLI FILHO**  
**COORIENTADOR: Dr. CARLOS CLÁUDIO PERDOMO**

**FLORIANÓPOLIS**  
**SANTA CATARINA**  
**DEZEMBRO 2000**

**AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO PARA TRATAMENTO DE DEJETOS DE SUÍNOS.**

***MÁIRA APARECIDA DALAVÉQUIA***

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

**MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL**  
na Área de Tecnologias de Saneamento Ambiental.

Aprovado por:



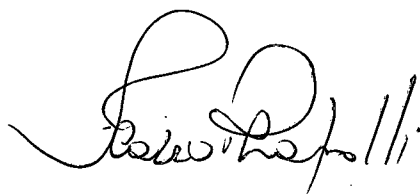
Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.




Carlos Cláudio Perdomo, Dr.



Prof. Waldir Medri, Dr.



Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.  
(Coordenador)



Prof. Paulo Belli Filho, Dr.  
(Orientador)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL  
DEZEMBRO/2000

Ao meu esposo júlio, pelo auxílio na elaboração desta dissertação, e principalmente por seu amor, dedicação, apoio, credibilidade e compreensão.

## AGRADECIMENTOS

Aos meus sogros (Dulalina e Raul), aos meus pais (Lurdes e Euclides) e meu irmão (Alecsandro) pelo apoio, carinho e compreensão.

À Paulo Belli Filho, por sua valiosa orientação, compreensão, auxílio e sugestões.

À Carlos Cláudio Perdomo, por sua coorientação e amizade.

À Marcus Cazarré, Alessandra Bento e Cladir Zonatelli pelo auxílio e orientação na execução desta dissertação.

À todos os funcionários do laboratório de nutrição da EMBRAPA-CNPSA, pelo auxílio na execução das análises, em especial à bióloga Magda e técnicos Roque, Maria, Nilse.

Aos funcionários do CEDISA, pelo auxílio nas análises.

Aos funcionários da Unidade Experimental de Tratamento de Dejetos de Suínos e da Manutenção da EMBRAPA-CNPSA, pela presteza e eficiência na manutenção e operação do sistema experimental.

À Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Pós-graduação em Engenharia Ambiental e EMBRAPA-CNPSA, pela oportunidade de realização deste trabalho e prestatividade.

Aos amigos, Magda, Jose, Lucimara, Rose, Juliano, Alexandre, Claudete, Andréa, Januária, Cladir, Marcus, Amilton, Sangoi e Elder, pelo companheirismo, força e é claro, por suas amizades.

Às colegas de apartamento Jose e Ana Paula, pela amizade e convivência.

Em fim a todos que de uma forma ou outra auxiliaram na execução desta dissertação.



## SUMÁRIO

### CAPÍTULO 1

1. INTRODUÇÃO.....	01
--------------------	----

### CAPÍTULO 2

2. OBJETIVOS.....	06
2.1. Objetivos Gerais.....	06
2.2. Objetivos Específicos.....	06

### CAPÍTULO 3

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	07
3.1. Subsídios para o estudo de lagoas de estabilização – Pesquisas desenvolvidas pela UFSC/EMBRAPA – SC.....	07
3.2. Região oeste de Santa Catarina e a contribuição socio-econômica da suinocultura.....	12
3.3. Suinocultura e meio ambiente.....	15
3.4. Características da criação de suínos.....	19
3.5. Características dos dejetos de suínos.....	20
3.5.1. Produção quantitativa dos dejetos e composição físico-química.....	20
3.6. Lagoas de estabilização.....	25
3.6.1. Lagoas anaeróbias.....	28
3.6.2. Lagoas facultativas.....	37
3.6.3. Lagoas de maturação.....	44
3.7. Considerações gerais.....	47

### CAPÍTULO 4

4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	49
4.1. Descrição do sistema.....	50
4.2. Sistema de alimentação dos sistemas.....	53

4.3. Coleta e análise de amostras.....	54
4.4. análise e apresentação dos resultados.....	55

## **CAPÍTULO 5**

<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>58</b>
5.1. Avaliação do afluente dos sistemas de lagoas de estabilização piloto.....	58
5.2. Avaliação dos sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos.....	62
5.2.1. Demanda química de oxigênio total (DQOt).....	62
5.2.2. Demanda química de oxigênio filtrada (DQOf).....	70
5.2.3. Sólidos totais (ST).....	78
5.2.4. Sólidos voláteis (SV).....	83
5.2.5. Sólidos fixos (SF).....	90
5.2.6. Nitrogênio total kjeldahl (NTK).....	94
5.2.7. Fósforo total (PT).....	100
5.2.8. Fósforo filtrado (Pf).....	105
5.2.9. Coliformes fecais (CF).....	111
5.2.10. Potencial hidrogeniônico (pH).....	112
5.2.11. Temperatura (T).....	116

## **CAPÍTULO 6.**

<b>6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>119</b>
---	------------

## **CAPÍTULO 7**

<b>7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>122</b>
---	------------

<b>ANEXOS.....</b>	<b>132</b>
Anexo I.....	132
Anexo II.....	161
Anexo III.....	170
Anexo IV.....	180

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1. Projeções da distribuição (%) dos sistemas de produção de suínos no Brasil (média).....	20
Tabela 3.2. Produção média diária de dejetos nas diferentes fases produtivas de suínos.....	21
Tabela 3.3. Características dos dejetos de suínos (fezes + urina) expresso por 1000 kg de peso vivo.....	23
Tabela 3.4. Características dos dejetos de suínos de uma granja de 100 matrizes em ciclo completo, de acordo com as fases de produção.....	24
Tabela 3.5. Características químicas dos dejetos (mg/L) para uma unidade de crescimento de suínos.....	24
Tabela 3.6. Cargas orgânicas volumétricas em lagoas anaeróbias para parâmetros como: DBO <sub>5</sub> e SV.....	34
Tabela 4.1. Características físicas das lagoas que compõem o sistema 1.....	52
Tabela 4.2. Características físicas das lagoas que compõem o sistema 2.....	52
Tabela 4.3. Características físicas das lagoas que compõem o sistema 3.....	53
Tabela 5.1. Variação das características do afluentes das lagoas do sistema de lagoas de estabilização piloto (mg/l) .....	61

Tabela 5.2. Características dos dejetos utilizados por Medri (1997).....	61
Tabela 5.3. Tabela 5.3. Resultados obtidos neste trabalho e por Medri (1997) com relação Cargas volumétricas aplicadas – $C_v$ ( $\text{kgDQOt}/\text{m}^3.\text{d}$ ), cargas superficiais aplicadas – $C_s$ ( $\text{kgDQOt}/\text{ha.d}$ ) e constantes de degradação - $K$ ( $\text{d}^{-1}$ ) e temperaturas médias de cada período, para o sistema 1.....	64
Tabela 5.4. $C_v$ ( $\text{Kg}/\text{m}^3.\text{d}$ ), $C_s$ ( $\text{kg}/\text{ha.d}$ ), e $K$ ( $\text{d}^{-1}$ ) de DQOt e a faixa de temperatura de operação observadas nos sistemas estudados.....	70
Tabela 5.5. Relação média DQOf/DQOt no sistema 1.....	77
Tabela 5.6. Relação média DQOf/DQOt no sistema 2.....	77
Tabela 5.7. Relação média DQOf/DQOt no sistema 3.....	78
Tabela 5.8. Cargas volumétricas aplicadas – $C_v$ ( $\text{Kg SV}/\text{m}^3.\text{d}$ ) e constante de degradação – $K$ ( $\text{d}^{-1}$ ) nas lagoas anaeróbias e faixas de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) de operação após a estabilização dos sistemas 1,2 e 3.....	89
Tabela 5.9. Relação média Pf/PT no sistema 1 .....	105
Tabela 5.10. Relação média DQOf/DQOt no sistema 2 .....	107
Tabela 5.11. Relação média DQOf/DQOt no sistema 3.....	110
Tabela 5.12. Máximo, média e mínimo de Coliformes fecais, observados após o equilíbrio dos sistemas, em unidades formadoras de colônias a	

cada 100 ml (UFC/100 ml) efluentes da primeira lagoa e última lagoa de cada sistema.....	111
--	-----

Tabela 5.13 Valores máximos, médios e mínimos do pH para os sistemas estudados.....	113
---	-----

Tabela 5.14. Valores máximos, médios e mínimos da Temperatura ( °C) para os sistemas estudados.....	116
---	-----

## LISTA DE FIGURAS

Figura.3.1. - Esquema da digestão anaeróbia da matéria orgânica.....	32
Figura.3.2 Princípios de funcionamento de lagoas facultativas.....	42
Figura 4.1. Esquema dos Sistemas Pilotos para tratamento de dejetos de suínos.....	56
Figura 4.2. Sistemas piloto de lagoas de estabilização, usado nesta pesquisa.....	57
Figura.4.3. Sistemas pilotos, detalhe, sistema de isolamento térmico e cobertura das lagoas.....	57
Figura 5.1. Variação do afluente nos sistemas estudados: DQOt, DQOf, ST, SF, SV.....	59
Figura 5.2. Variação do afluente nos sistemas estudados: NTK, PT, Pf.....	60
Figura 5.3. Variação da DQOt efluente no sistema 1.....	63
Figura 5.4. Variação da DQOt efluente no sistema 2.....	67
Figura 5.5 Variação da DQOt efluente no sistema 3.....	69
Figura 5.6. Variação de DQO filtrada efluente no sistema 1.....	72

Figura 5.7. Variação de DQO filtrada efluente no sistema 2.....	74
Figura 5.8. Variação de DQO filtrada efluente no sistema 3.....	76
Figura 5.9. Variação do ST efluentes no sistema 1.....	79
Figura 5.10. Variação do ST efluentes no sistema 2.....	81
Figura 5.11. Variação do ST efluentes no sistema 3.....	83
Figura 5.12. Variação dos SV efluentes no sistema 1.....	85
Figura 5.13. Variação dos SV efluentes no sistema 2.....	86
Figura 5.14. Variação do SV efluente no sistema 3.....	88
Figura 5.15. Variação efluente dos SF no sistema 1.....	90
Figura 5.16. Variação efluente dos SF no sistema 2.....	92
Figura 5.17. Variação do SF efluentes no sistema 3.....	94
Figura 5.18. Variação NTK efluente no sistema 1.....	96
Figura 5.19. Variação NTK efluente no sistema 2.....	98
Figura 5.20. Variação NTK efluente no sistema 3.....	99
Figura 5.21. Variação do PT efluente no sistema 1.....	101

Figura 5.22. Variação do PT efluente no sistema 2.....	103
Figura 5.23. Variação do PT efluente no sistema 3.....	104
Figura 5.24. Variação do Pf efluente no sistema 1.....	106
Figura 5.25. Variação do Pf efluente no sistema 2.....	108
Figura 5.26. Variação do Pf efluente no sistema 3.....	110
Figura 5.27 Variação do pH nas lagoas do sistema 1.....	114
Figura 5.28. Variação do pH nas lagoas do sistema 2.....	115
Figura 5.29 Variação do pH nas lagoas no sistema 3.....	115
Figura 5.30. Variação da temperatura ambiente e nas lagoas do sistema 1.....	117
Figura 5.31. Variação da temperatura ambiente e nas lagoas do sistema 2.....	118
Figura 5.32. Variação da temperatura ambiente e nas lagoas do sistema 3.....	118



## RESUMO

A suinocultura já adequou-se, as mais importantes questões da produção, como genética, manejo, nutrição, ambiência e outros. Mas, a sustentabilidade da atividade permanece como um questão ainda não resolvida. Este fato configurara como uma das mais sérias restrições à sua expansão, face o volume significativo e as características físico-químicas dos dejetos, o que os tornam grande poluidores dos recursos naturais.

Várias alternativas tem sido propostas para tratar os dejetos líquidos de suínos, entre elas as lagoas de estabilização, consideradas tecnologias de baixo custo de implantação, operação e apresentam boa eficiência de remoção da matéria orgânica, sólidos, nutrientes, microorganismos patogênicos e de metais pesados. Porém, seu dimensionamento constitui-se um problema, devido à carência de informações sobre os parâmetros de projetos para as várias regiões do Brasil, já que a parâmetros climáticos e disponibilidade de área influenciam grandemente na eficiência deste tipo de tratamento.

Este trabalho teve como objetivo a avaliação, através de parâmetros de projetos e condições de funcionamento, de um sistema de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos desenvolvido por Medri (1997) realizado na EMBRAPA-CNPISA – Concórdia.

Foram avaliadas três séries de lagoas em seqüência, com diferentes TDH, sendo:

- Sistema 1: anaeróbia 1 (35 dias), anaeróbia 2 (46 dias), facultativa (24 dias), aguapé (15 dias), TDH total = 120 dias.
- Sistema 2: anaeróbia 1 (35 dias), anaeróbia 2 (30 dias), facultativa 1 (20 dias), facultativa 2 (15 dias), maturação (7 dias), TDH total = 107 dias
- Sistema 3: anaeróbia1 (30 dias), anaeróbia 2 (20 dias), facultativa 1 (15 dias), facultativa 2 (15 dias), maturação (7 dias), TDH total = 87 dias)

O sistema de tratamento foi monitorado através de amostras coletadas nos afluentes e efluentes de cada lagoa que compõe os três sistemas. Os parâmetros analisados foram: DQOt, DQOf, ST, SV, SF, PT, Pf, NTK, CF, pH, temperatura, de acordo com métodos estabelecidos pelo Standard Methods (APHA-AWWA-WEF, 1992)

Os resultados obtidos indicam o sistema 3 (87 dias de TDH), como o mais eficiente, apesar do menor TDH em comparação com o sistema 1 e 2, sendo que nas lagoas anaeróbias, as  $C_v$  de DQOt ( $\text{Kg DQOt/m}^3\cdot\text{d}$ ), foram: LA-30 = 0,32 e LA-20 = 0,09. Já as  $C_v$  de SV ( $\text{kgSV/m}^3\cdot\text{d}$ ), foram: LA-30 = 0,14 e LA-20 = 0,07. As  $C_s$  de DQOt ( $\text{kg DQOt/ha}\cdot\text{d}$ ) obtidas no sistema 3, foram: LF-15 (1) = 265; LF-15 (2) = 230; LM-7 = 185. Este sistema apresentou as seguintes constantes de degradação em termos de DQOt.  $K$  ( $\text{d}^{-1}$ ): LA-30 = 0,151, LA-20 = 0,016, LF-15(1) = 0,010, LF-15 (2) = 0,016 e LM-7 = 0,026.

## ABSTRACT

The hog raising has solved the most important production questions, such as genetics, management, nutrition, environmental set, and so on. However, the sustainability of the activity remains as an unsolved question and it has configured as one of the most serious limitations to its expansion physico-chemical characteristics of swine manure, what make them great natural resource polluters.

Several alternatives have been proposed to treat the swine slurry, among them the stabilization ponds, because they are considered a low implantation and operation cost technology and they present good efficiency in removing organic matter, solids, nutrients, pathogen microorganisms and heavy metals. However, these pond dimensions are seen as a problem, due to the few information about the design standards to the several Brazilian regions, since climate parameters and area availability greatly influence the efficiency of this type of treatment.

In this context, this work has as its object optimize, by design standards and conditions of operation, a stabilization pond system for treating swine slurry developed by Medri (1997) carried out at EMBRAPA – CNPSA – Concórdia-SC.

Three pond series with different TDH were evaluated, as follows:

- System 1, consisting of the following ponds in sequence: anaerobic 1 (35 days); anaerobic 2 (46 days); facultative (24 days); water hyacinth (15 days), total TDH = 120 days.
- System 2, ponds in sequence: anaerobic 1 (35 days); anaerobic 2 (30 days); facultative 1 (20 days); facultative 2 (15 days); maturation (7 days), total TDH = 107 days.
- System 3, ponds in sequence: anaerobic 1 (30 days); anaerobic 2 (20 days); facultative 1 (15 days); facultative 2 (15 days) maturation (7 days), total TDH = 87 days.

The treatment system was monitored by samples taken from the influents and effluents of each pond in which consisted the three systems. The analyzed standards were: DQOt, DQOf, ST, SV, SF, PT, Pf, NTK, CF, pH, temperature, according to methods set up by Standard Methods (APHA-AWWA-WEF. 1992)

The results obtained indicate system 3 (7 days of TDH) as the most efficient, though it has a lower TDH comparing to systems 1 and 2, considering that in the anaerobic ponds, the  $C_v$  of DQOt ( $\text{Kg DQOt/m}^3\cdot\text{d}$ ), were: LA-30 = 0,32 and LA-20 = 0,09. Now, the  $C_v$  of SV ( $\text{KgSV/m}^3\cdot\text{d}$ ), were: LA-30 = 0,14 and LA-10 = 0,07. The  $C_s$  of DQOt ( $\text{KgDQOt/ha}\cdot\text{d}$ ) obtained in system 3, were: LF-15 (1) = 265; LT-15 (2) = 230; LM-7 = 185. This system presented the following degradation constants in terms of DQOt,  $K$  ( $\text{d}^{-1}$ ): LA-30 = 0,151, LA-20 = 0,016, LF-15 (1) = 0,010, LF-15 (2) = 0,016 e LM-7 = 0,026.

## **CAPÍTULO 01**

### **1. INTRODUÇÃO**

A suinocultura é uma atividade importante do ponto de vista econômico e social, especialmente como instrumento de fixação do homem no campo. A capacidade de produzir grandes quantidades de proteínas em reduzido espaço físico, associado à tradição das famílias colonizadoras, permitiu uma perfeita combinação entre o setor agropecuário e os agricultores que desenvolviam suas atividades em pequenos módulos de terra.

No Brasil a suinocultura se desenvolve em pequenas propriedades rurais. Cerca de 81,7% dos suínos são criados em unidades de até 100 hectares (Ha). Essa atividade encontra-se presente em 46,5% dos 5,8 milhões de propriedades existentes no país e emprega mão de obra tipicamente familiar (IBGE, 1993).

Segundo Instituto CEPA (1998), o rebanho brasileiro em 1997 era de 35,8 milhões de cabeças. O rebanho catarinense representa aproximadamente 10,6 % do nacional (3,8 milhões de cabeças), e o Estado é o primeiro produtor nacional de carne com 32,05% da produção total (6,4 milhões de cabeças abatidas/ano).

Existem 197.000 agricultores catarinenses, destes 20.000 tem na suinocultura a principal fonte atividade econômica, dos quais 18.700 integrados às agroindústrias. Do efetivo, 80% é criado por pequenos agricultores, sendo que, a maior concentração da atividade ocorre na região oeste do estado (Testa et al, 1996). No entanto, sua exploração é considerada

pelos órgãos de fiscalização ambiental como uma atividade de grande potencial poluidor (FATMA, Portaria Intersectorial nº 01/92 de 27/10/92).

Os dejetos de suínos, até a década de 70, não constituíam fator preocupante, pois a concentração da animais era pequena e o solo das propriedades tinha capacidade para absorve-lo (Oliveira, 1997).

Após a década de 70 o manejo ineficiente dos efluentes e a prática de lançar dejetos de forma indiscriminada na natureza trouxe sérios riscos ambientais a exemplo da contaminação do solo por nitratos e minerais; contaminação dos mananciais de água (nitrato na água subterrânea) e o elevado potencial de eutrofização dos corpos de água superficiais. A contaminação do ar, o mau cheiro (odores), e a alta concentração da amônia, levaram a exasperação de aspectos sanitários, de saúde das comunidades rurais e urbanas; e a proliferação de insetos, especialmente moscas e simulídeos (borrachudos) (Gosmann, 1997).

A suinocultura catarinense possui alto nível tecnológico em construções, equipamentos, alimentação, manejo e genética. No entanto, os sistemas de produção implantados principalmente na região oeste (predominantemente em regime confinado) integrados a empresas, são os responsáveis pelo aumento da escala de produção (concentração da atividade), maior concentração de dejetos por unidade de área e pelo condicionamento, manejo e tratamento inadequado das dejeções na forma líquida. Este fato em uma região de pequenos produtores, com limitações topográficas, baixa capacidade de investimentos e pouca disponibilidade de área para agricultura mecanizada, propiciou o seu lançamento na natureza, transformando-se na maior fonte de poluição dos mananciais de água de Santa Catarina.

Segundo Konzen (1983) citado por Oliveira (1997) um suíno adulto produz em média 0,27 m<sup>3</sup> de dejetos líquidos mês. Assim teríamos em Santa Catarina, por dia, a produção de mais de 30.000 m<sup>3</sup> de dejetos.

Em Santa Catarina o sistema de captação de água é baseado em mananciais superficiais (82%) e lençóis subterrâneos (15%). O nível de poluição destes recursos hídricos foi considerada alarmante, com cerca de 85% das fontes de água do meio rural das regiões produtoras estão contaminadas por coliformes fecais e por nitratos (com limites próximos ao máximo recomendado), oriundos do lançamento dos dejetos de suínos em cursos ou mananciais de água (Oliveira, 1997).

O uso racional dos dejetos têm sido limitado pela falta de informações precisas sobre a concentração química dos dejetos, da aptidão dos diferentes tipos de solos e culturas para o recebimento de fertilizantes existentes nos dejetos de suínos, bem como o efeito sobre o meio ambiente a curto e a longo prazo (Perdomo & Lima, 1998).

Vários sistemas de armazenamento e tratamento de dejetos de suínos tem sido utilizados em todo o mundo, sendo os principais: a bioesterqueira, a esterqueira, separação de fases, as lagoas de estabilização (anaeróbias, facultativas, aeróbias e aeradas), compostagem, e reatores. Portanto, constitui-se um grande desafio tecnológico, o desenvolvimento de sistemas de tratamento para resíduos de origem animal, que reduzam os custos de investimento, requeiram o mínimo custo operacional, e que permitam a fácil disposição dos subprodutos, de forma a gerar um desenvolvimento sustentado, garantindo desta forma a sobrevivência da suinocultura catarinense e minimizando os impactos ambientais.

O Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina em conjunto com o Centro Nacional de Pesquisas

em Suínos e Aves – EMBRAPA, estão desenvolvendo várias pesquisas com o objetivo de buscar alternativas para o manejo ambiental de dejetos, buscando a implantação de gestão ambiental nas propriedades produtoras de suínos.

Dentre as pesquisas desenvolvidas, destaca-se a realizada por Gosmann, 1997, o qual, avaliou a eficiência de sistemas de armazenamento compostos por esterqueiras e bioesterqueiras. Carmo Junior, (1998), estudou a aplicabilidade de reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo para o tratamento de dejetos de suínos. Enquanto outros pesquisadores como: Costa et al (1995); Oliveira et al (1995); Silva (1996); Medri (1997), e Cazarré (2000), dedicaram-se a estudar as lagoas de estabilização como forma de tratamento para os dejetos de suínos na região oeste de Santa Catarina.

Uma das pesquisas de grande importância, foi a desenvolvida por Medri (1997). Este pesquisador trabalhou com modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos em escala real, compostas por : uma lagoa anaeróbia com 35 dias de TDH, seguida de uma segunda lagoa anaeróbia, com 46 dias de TDH, que é seguida por uma lagoa facultativa, com 24 dias de TDH, esta por sua vez é seguida por uma lagoa de aguapé, com 19,3 dias de TDH. O sistema apresentava 124,3 dias de TDH total. Porém, as conclusões do próprio autor, indicam a possibilidade de uma otimização do sistema proposto por ele, diminuindo-se assim as áreas necessárias para a implantação das lagoas, bem como os custos de implantação através de melhorias na eficiência de remoção de nutrientes e cargas orgânicas.

Baseando-se nesta perspectiva, Cazarré estudou a otimização das lagoas anaeróbias que compõem o sistema proposto por Medri, porém, para maior confiabilidade dos resultados obtidos, o autor sugere que estas lagoas sejam avaliadas por um período mínimo de um ano.



Sendo assim, o objetivo desta pesquisa é otimizar os resultados obtidos por Medri (1997) e dando continuidade aos trabalhos desenvolvidos por Cazarré (2000), através de parâmetros de projeto e condições de funcionamento, comparando-se três séries de lagoas com diferentes condições hidráulicas e cargas aplicadas.

## **CAPÍTULO 02**

### **2. OBJETIVOS**

#### **2.1. Objetivo Geral**

Este trabalho tem como objetivo avaliar, através da obtenção de novos parâmetros de projetos e condições de funcionamento, o sistema de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos estudado por Medri (1997) realizado na EMBRAPA – Concórdia/SC.

#### **2.2. Objetivos Específicos**

- Avaliar o desempenho de três diferentes séries de lagoas de estabilização em escala piloto para tratamento de dejetos de suínos com relação a eficiência de remoção de matéria orgânica (DQOt e DQOf), dos sólidos(ST, SF e SV), dos nutrientes (PT, Pf e NTK) e dos coliformes fecais(CF).
- Estudar o comportamento de funcionamento de três diferentes séries de lagoas de estabilização em escala piloto para tratamento de dejetos de suínos, tais como: tempo de detenção hidráulico (TDH) e taxa de aplicação de matéria orgânica (C); afim de determinar parâmetros de projeto.
- Apresentar as constantes de degradação da matéria orgânica para as lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação.
- Identificar a melhor série de lagoas através das melhores constantes de degradação e cargas orgânicas ;

## CAPÍTULO 03

### 3 . REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. Subsídios para estudo de lagoas de estabilização - Pesquisas desenvolvidas pela UFSC/EMBRAPA - SC

O Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), juntamente com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Centro Nacional de Pesquisa de Suínos e Aves (EMBRAPA-CNPISA) de Concórdia – SC, vem desenvolvendo em conjunto várias pesquisas visando a prevenção da poluição causada pelos dejetos de suínos, bem como o desenvolvimento de medidas corretivas desta poluição.

Dentre as pesquisas preventivas, a busca pela melhor gestão das instalações, visando a redução do desperdício de água, tem sido a mais importante, pois assim diminui-se o volume de efluentes, o que proporciona menores custos de armazenagem, tratamento, transporte e distribuição dos dejetos como fertilizante. Estas pesquisas foram conduzidas por Perdomo et al. (1995) na EMBRAPA- CNPISA, mas ainda continuam sendo estudadas. Outra pesquisa, desenvolvida por Bellaver et al (1997) também desenvolvida na EMBRAPA-CNPISA, é a redução do potencial poluidor dos dejetos de suínos mediante uma alimentação equilibrada, a qual pode reduzir significativamente o nitrogênio, o fósforo e outros compostos.

Outros estudos, como a criação de suínos sobre cama, onde os dejetos são tratados através de processos de degradação biológica aeróbia, no local ou em leiras de compostagem, desenvolvidos pela EMBRAPA/UFSC, tem apresentado resultados positivos, principalmente a pesquisa desenvolvida por Tumelero (1998), que avaliou diferentes materiais como cama para a criação de suínos, e identificou que o sabugo de milho, a maravalha e a

serragem, apresentam bons desempenhos com relação a absorção de dejetos e acumulação de nutrientes.

A criação intensiva de suínos ao ar livre (SISCAL), adaptada pela EMBRAPA-CNPSA, quando bem manejada, também pode ser considerada como medida preventiva da poluição, pois, este tipo de criação os animais ficam em piquetes em contato direto com o solo, sendo suas dejeções incorporadas naturalmente no solo.

As pesquisas que visam a correção da poluição ambiental, são as mais estudadas no momento, devido a urgência de soluções eficientes e de baixo custo. Estas pesquisas objetivam a redução da carga carbonácea (DBO, DQO), nutrientes (P, N), Sólidos, e microrganismos patogênicos, existentes nos dejetos, afim de atender as exigências ambientais. Dentre os trabalhos desenvolvidos destacam-se: Armazenagem e Valorização dos dejetos (fertilizante, biogás e alimentação animal) e Tratamento dos efluentes.

Gosmann (1997), realizou estudos comparativos entre Bioesterqueira e Esterqueiras para armazenamento e valorização dos dejetos de suínos, e verificou que a única diferença entre elas é, com relação aos custos de implantação, que na esterqueira são 20% menores em relação a bioesterqueira. Ambas são consideradas como sistemas de armazenamento e não de tratamento, por apresentarem baixa redução do poder poluente, não atendendo as exigências ambientais. Porém, mantém o poder fertilizante dos dejetos (N., P e K) para o uso agrícola. O Pesquisador recomenda avaliações a campo para maior confiabilidade dos resultados.

Carmo Junior (1998), avaliou a aplicabilidade do reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta (UASB) de lodo para tratamento de resíduos líquidos da suinocultura, seus resultados mostram uma boa eficiência na remoção da carga carbonácea, 70% de DQO. Este resultado é considerado

muito bom por se tratar de um reator anaeróbio o qual, apresenta maior remoção de matéria carbonácea e sólidos. A pesquisadora recomenda o estudo da produção de biogás, e tratamentos complementares afim a atender as exigências ambientais.

Goulart (1997) estudou um processo de compostagem, como alternativa para o tratamento de camas biológicas de dejetos de suínos, seus resultados indicaram a necessidade de tratamento complementar da cama oriunda das criações de suínos, pois a fermentação dos dejetos nas camas durante o crescimento dos animais, não é suficiente para a maturação destes resíduos. Um importante resultado é a eficiente diminuição da quantidade de dejetos líquidos, os quais são absorvidos pela cama. A compostagem complementar, realizada através de leiras é considerada de baixo custo e de fácil manejo, além de manter o poder nutriente dos dejetos de suínos, funcionando como ótimo fertilizante orgânico.

Vários pesquisadores dedicaram-se em desenvolver um sistema de tratamento capaz de tratar os dejetos de suínos líquidos a níveis possíveis de serem lançados nos cursos d'água, dentro dos padrões exigidos pela legislação ambiental de SC.

Neste aspecto destaca-se os trabalhos desenvolvidos por Oliveira et al (1995), que realizou pesquisas avaliando um sistema de tratamento de dejetos de suínos desenvolvido pela Cooperativa Coopercentral – AURORA. O sistema de tratamento era constituído um tanque de equalização, seguido para uma peneira vibratória, posteriormente enviado para um decantador, seguido de uma série de 5 lagoas anaeróbias. Os resultados mostraram um eficiência total de remoção da poluição carbonácea de 95%, porém os autores recomendam tratamento complementar, pois o sistema avaliado não removeu nutrientes, nem organismos patogênicos, sugerindo uma lagoa de polimento.

Paralelamente ao estudos de Oliveira et al (1995), pesquisadores como Costa et al (1995) realizavam uma avaliação preliminar do uso de lagoas para tratamento de dejetos de suínos, estudo desenvolvido na EMBRAPA – CNPSA – Concórdia, constituído em seqüência, de: tanque de homogeneização, peneira, filtro, lagoa anaeróbia 1, anaeróbia 2, lagoa facultativa 1, facultativa 2, lagoa de aguapé 1 e 2. Os resultados mostraram a importância do processo de separação de fases para as etapas subseqüentes do tratamento, a remoção da poluição carbonácea ocorre em maior intensidade nas lagoas anaeróbias e é completada nas lagoas facultativas. Os nutrientes são removidos cerca de 99,5 % nas lagoas de aguapés. Os autores sugerem um maior monitoramento do sistema e a implantação de uma 8ª lagoa (lagoa de maturação) afim de remover os organismos patogênicos.

Pesquisadores como Costa, R; Oliveira, P; Silva, (1996) realizaram estudos avaliando tratamentos preliminares para dejetos de suínos, constituídos de bioesterqueiras, decantador de palhetas, decantador cônico, peneira-filtro prensa, peneira vibratória. Os resultados mostram que o decantador de palhetas mostrou-se melhor que o Cônico e a peneira vibratória, além de apresentar menores custos de implantação. As bioesterqueiras apresentaram um efluente com melhores condições para os tratamentos posteriores (secundários e primários), porém apresentam menores vantagens quando o volume de dejetos é muito grande, nestas condições o decantador mostra-se melhor, devido a rapidez e o grande volume que este pode receber.

Medri, W; Costa, R; Perdomo, C. (1996), realizaram uma avaliação preliminar de um sistema de tratamento para dejetos líquidos, constituído de um decantador de palhetas, seguido de uma lagoa anaeróbia. Seus resultados indicam uma boa eficiência de remoção do sistema, sendo 90% de DQO, 82 % de ST, 85% de SV, 45 % de NTK e 86% de PT. Porém os autores

recomendam a continuação do tratamento pois, os efluentes, ainda não apresentam-se dentro dos padrões exigidos pelos órgãos ambientais.

Silva (1996), avaliou o desempenho de uma lagoa de alta taxa de degradação em batelada, como tratamento secundário, após um decantador de palhetas seguido de duas lagoas anaeróbias em série. Seus resultados confirmam a possibilidade do uso de lagoas de alta taxa como tratamento secundário substituindo as lagoas facultativas, com boas eficiências de remoção, porém, ocorre a necessidade de se desenvolver um mecanismo para separação da fração algal, pois as mesmas podem causar a eutrofização dos cursos d'água onde serão lançadas.

Bavaresco et al. (1996), estudou lagoas de aguapé, como tratamento terciário de dejetos de suínos. Os resultados indicam a viabilidade das lagoas de aguapé como tratamento terciário devido a boa remoção de nutrientes apresentada, porém estas lagoas não suportam concentração de NT acima de 200 mg/L, pois interferem no crescimento dos aguapés.

Uma das pesquisas de grande importância, foi desenvolvida por Medri (1997), o qual já havia desenvolvido várias pesquisas anteriores, este pesquisador trabalhou com modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos, composto por: um equalizador, seguido de um decantador de palhetas que era seguido de uma série de lagoas compostas em sequência por : uma lagoa anaeróbia com 35 dias de TDH, uma segunda lagoa anaeróbia, com 46 dias de TDH, uma lagoa facultativa, com 24 dias de TDH, uma lagoa de aguapé, com 19,3 dias de TDH. O sistema apresentava 124,3 dias de TDH total. Seus resultados mostraram uma eficiência de 79 % na remoção de DQO e DBO nas lagoas anaeróbias e 59% e 50% de remoção de NTK ocorrido nas lagoas facultativas e de maturação, respectivamente, sendo os parâmetros fundamentais para o dimensionamento de lagoas com minimização de custos a DBO e NT. Porém,

o autor, indica a possibilidade de uma otimização do sistema proposto, diminuindo-se assim as áreas necessárias para a implantação das lagoas, bem como os custos de implantação através de melhoras na eficiência de remoção de nutrientes e cargas orgânicas.

Baseando-se nesta perspectiva, Cazarré (2000) estudou a otimização das lagoas anaeróbias que compõem o sistema proposto por Medri (1997), este autor trabalhou com três séries de lagoas anaeróbias, as quais recebiam dejetos com a mesma carga orgânica, porém, diferiam em relação aos TDH, sendo assim apresentados: Sistema 1: composto por lagoa anaeróbia 1 (35 dias), seguida de uma segunda lagoa anaeróbia (46 dias) (mesmo TDH usado por Medri, 1997); Sistema 2: lagoa anaeróbia 1(35 dias), seguida lagoa anaeróbia 2 (30 dias); Sistema 3: lagoa anaeróbia 1 (30 dias), seguida de lagoa anaeróbia 2 (20 dias). Os resultados identificaram o sistema 2 como o mais eficiente na remoção de DQO, NTK, ST e SV, porém, para maior confiabilidade dos resultados obtidos, o autor sugere que estas lagoas sejam avaliadas por um período mínimo de um ano.

Os trabalhos citados neste item foram a base para o desenvolvimento desta dissertação, pois através deles identificamos a evolução das pesquisas e quais eram as questões que ainda necessitavam de respostas, assim identificamos os trabalhos desenvolvidos por Medri (1997) e Cazarré (2000), como parâmetros para a pesquisa.

### **3.2 –Região oeste de Santa Catarina e a contribuição sócio econômica da suinocultura**

Até o início do século a Região Oeste era ocupada, em sua maioria, por índios e caboclos, que não tiveram a propriedade da terra e praticavam uma agricultura com pouca integração com a economia nacional. Essa integração se deu com a expansão econômica via processo de colonização, iniciado no



presente século e intensificado a partir da década de 20 , e que se estendeu até a década de 60 quando esgotou-se a ocupação das fronteiras de colonização agrícola do oeste (Testa *et al*, 1996).

A produção agropecuária caracterizou-se pela predominância da família enquanto unidade organizadora do processo produtivo e do trabalho. Segundo Paulilo (1990), embora o processo de produção seja familiar, o produto não é meramente para subsistência e sim orientado para o mercado, pois supria os núcleos de Minas Gerais e São Paulo.

Outra característica importante desta produção, é o tipo de recursos naturais (solo, floresta e água) nos quais se assentou a exploração agropecuária. Os recursos naturais da região constituíram-se num dos pilares do processo de colonização em pequenas propriedades e como produção familiar de excedentes agrícolas. A existência de mata ciliar exuberante e boa fertilidade natural do solo propiciaram aos imigrantes uma forte base de produção de meios para viabilização do modelo, contribuindo para a competitividade da região na produção agrícola (milho, feijão, trigo e etc.) e mesmo na pecuária (suíno alimentado com milho).

A medida em que se expandiu a ocupação da fronteira agrícola expandiu-se também a produção de excedentes de parte desta produção familiar, e com ela, os capitais comerciais, e por fim, as agroindustriais. Inicialmente os produtos que mais ilustravam este processo eram: o feijão, o trigo e o milho, suínos e posteriormente a banha derivada do abate artesanal de suínos, seguindo-se o abate industrial de suínos e mais recentemente o de aves.

A mais de quatro décadas o binômio suíno/milho vem sendo desenvolvido na região, isto contribuiu para a localização e expansão das

agroindústrias, tornando a região a maior produtora de suínos do estado, contribuindo com 68,33 % do total produzido (ICEPA, 1990).

Atualmente, o sistema de criação de suínos é baseado na integração, onde o produtor é obrigado a comprar insumos, construir as instalações dentro das normas, adquirir um determinado número de matrizes, entregar a produção e receber orientação técnica e em troca a empresa compromete-se em comprar a produção. O sistema de integração proporciona às agroindústrias menor movimento de capital e maximização dos lucros. Além disso isenta a empresa dos encargos sociais e outras responsabilidades, como por exemplo a poluição causada pela produção de dejetos (CEAG/SC, [19--]); (Paulilo, 1990).

Segundo Testa *et al.* (1996) o sistema atual de criação de suínos sofre os reflexos de uma crise da agricultura familiar iniciada na década de 80, devido a diminuição de recursos de crédito agrícola e aumento das taxas de juros entre outros. Como consequência devido a redução das margem de lucros, as agroindústrias forçaram o aumento da produtividade e da escala de produção, causando assim um intenso processo de exclusão de suinocultores da atividade. Assim o agricultor que não consegue adequar-se as novas exigências da empresa (modernidade, aumento do número de matrizes, etc.) é obrigado a desligar-se da integração, necessitando assim buscar novas alternativas de sobrevivência.

Em 1980, existiam 67 mil suinocultores, para os quais a atividade tinha significativo parcela de renda, em 1990 sobram 30 mil e em 1995 apenas 20 mil, com tendência de concentração ainda maiores para o ano dois mil (Testa *et al.*, 1996). Vale ressaltar que apesar da diminuição do número de integrados não ocorre diminuição na produção total de carne.

Os sistemas de produção de suínos implantados na região (predominantemente em regime confinado, cerca de 61%), aliado a concentração da produção em pequenas propriedades, são os responsáveis pelo aumento da escala de produção, da concentração de dejetos por unidade de área e pelo condicionamento de manejo das dejeções na forma líquida. Considerando que são pequenas propriedades, com limitações topográficas, baixa capacidade de investimentos e disponibilidade de área para agricultura mecanizada, facilitando assim o lançamento destes dejetos na natureza (Perdomo, 1998).

### **3.3. Suinocultura e meio ambiente**

Historicamente, sabe-se que a degradação do meio ambiente iniciou com a fixação do homem na terra. A partir deste momento, o homem fixou sua residência e começou a modificar a paisagem de acordo com suas necessidades. Mas o impacto da poluição sobre a qualidade ambiental é algo recente, sendo os maiores responsáveis: a explosão demográfica, o avanço tecnológico e o crescimento econômico. Estes três fatores estão diretamente relacionados, principalmente na maneira de produzir e consumir.

Na região oeste de Santa Catarina, a degradação ambiental foi acelerada a partir da chegada dos imigrantes colonizadores (década de 20 a 60). Eles encontraram uma vegetação exuberante, as quais apresentavam considerável valor econômico (ICEPA, 1997).

Um ciclo extrativista foi iniciado em função do valor econômico destas florestas. Madeiras e ervateiras encontraram fonte de matéria prima da melhor qualidade e assim desenvolveram-se. Em paralelo também desenvolveram-se a criação de animais devido a abundância de madeira para as construções das instalações de produção.

A derrubada da mata propiciava o cultivo de produtos agrícolas (milho, feijão, trigo e etc.) que supria a demanda familiar e dos animais, o excedente era comercializado. Porém o cultivo de culturas anuais (milho, feijão, arroz, trigo, etc.) na região não é recomendado em função do tipo de formação do solo, que em sua maioria tem baixa aptidão de uso para culturas anuais, e foram exatamente estas as culturas que foram implantadas desde a década de 20 e que mantêm-se até a atualidade, sendo cada vez mais incentivada em função do aumento de animais de criação, através dos processos de integração com agroindústrias.

O processo de produção, suínos-aves-grãos foi intensificado com o passar dos anos, e encontrou base para este crescimento na exploração dos recursos naturais da região (uso do solo, da água, da vegetação, etc.), isto trouxe sérias consequências. Segundo Testa *et al.* (1996), um dos maiores prejuízos ao meio ambiente ocorreram em função de:

Destino inadequado das dejeções de suínos: Sendo a região oeste a maior produtora de suínos de Santa Catarina, esta atividade é a maior responsável pela degradação do meio ambiente direta e indiretamente.

Até a década de 70 as dejeções de suínos não constituíam fator preocupante, pois a concentração de animais era pequena e o solo das propriedades tinham capacidade para absorvê-los ou eram utilizados como fertilizante orgânico (Oliveira, 1997).

A partir da década de 70 os suínos passaram a ser criados cada vez mais confinados, sem acesso a terra, com instalações extremamente limpas e desinfetadas. Infelizmente, a evolução dos sistemas de confinamento dos animais, adotados pelos suinocultores catarinenses, produz elevadas

quantidades de resíduos orgânicos através do uso da água para a higienização das baias.

Com o desenvolvimento e crescimento da suinocultura através do processo de integração, a produção foi concentrada em poucas propriedades, com grande produção de dejetos e que em sua maioria não possuem um sistema de armazenamento, de tratamento adequado para as dejeções, nem área suficiente para a aplicação dos dejetos como fertilizante orgânico, em função de serem pequenas propriedades, com limitações topográficas, baixa capacidade de investimento e disponibilidade de área para agricultura mecanizada.

As conseqüências deste processo foram a poluição (matéria orgânica, nitratos, nitritos, fósforo, coliformes fecais, vírus etc.) dos recursos hídricos através do lançamento de dejetos direta, ou indiretamente (excesso de lançamento dos dejetos como adubo orgânico), o que resulta na baixa qualidade e disponibilidade de água para os animais e para o homem; facilita o surgimento de pragas, como o borrachudo e a mosca doméstica, devido a extinção de seus predadores naturais em função da poluição causada, além da poluição atmosférica, devido a emissão de constituintes naturais de dejetos de suínos ( $H_2S$ ,  $NH_3$ ).

A capacidade poluidora dos dejetos de suínos é muito superior à outras espécies. Por exemplo, na espécie humana, a  $DBO_5$  per cápita é de 45 a 75 g/habitante/dia, já nos dejetos de suínos a  $DBO_5$  per capita para suínos de 85 kg de peso vivo varia de 189 a 208 g/animal/dia. Sendo que a quantidade de matéria orgânica degradável presente nos dejetos de animais em confinamento é cerca de 20 a 50 vezes mais elevados do que os animais selvagens.

A poluição ambiental causada pelos dejetos vem sendo amplamente discutida nos últimos anos. Em Santa Catarina, na região oeste, onde se encontra o maior plantel de suínos, o problema apresenta uma estreita relação com o desenvolvimento agro-industrial e com as características físicas da região. Como consequência observa-se uma generalizada poluição dos recursos hídricos pelo lançamento direto dos dejetos, e também devido a sobrecarga da capacidade de filtração do solo e retenção dos nutrientes dos dejetos quando aplicados como fertilizante, atingindo águas subterrâneas (Goulart, 1997; Tumelero, 1998).

Esta contaminação de origem orgânica causa rápida diminuição do oxigênio dissolvido diminuindo também as espécies aquáticas capazes de sobreviver no ambiente eutrofizado, (Hooda et al, 2000).

Este ambiente eutrofizado implica em um desequilíbrio biológico, onde espécies importantes na cadeia alimentar morrem e outras tornam-se pragas, como é o caso de insetos (simulídeos e moscas), pois, a grande quantidade de matéria orgânica serve de alimento para as larvas destes insetos e estes por sua vez, sem os predadores naturais (peixes, larvas de libélulas e outros) desenvolvem-se desequilibradamente (Dalavéquia, 1997).

Porém o principal responsável pela contribuição poluente dos dejetos de suínos não é carga orgânica e sim os nutrientes presentes, como fósforo e nitrogênio, estes além de prejuízos ambientais também trazem problemas a saúde pública (Hooda et al, 2000).

Dietas ricas em proteínas, e consequentemente nitrogênio, exigem maior consumo de água. A excreta na urina é tanto maior quanto mais elevado for o nível de nitrogênio na dieta, por isso a importância de se atender as exigências em aminoácidos dos animais (Perdomo & Lima, 1998).

O nitrogênio é um nutriente limitante para a maioria das culturas vegetais e fitoplâncton, também está sujeito a muitas transformações biológicas e perdas, por exemplo de amônia (volátil) a nitrito (extremamente cancerígeno) e de nitrito a nitrato (forma utilizável pelas plantas). (Hooda et al, 2000).

Seganfredo (1998) estudando o efeito cumulativo das aplicações de dejetos de suínos no solo (três anos), verificou concentrações excedentes de  $\text{NO}_3$  entorno de 50 a 121% do limite estabelecido pela Legislação Ambiental que é de 10 mg/L em profundidades de 40 a 60 cm,

O fósforo é outro problema com relação poluição por dejetos de suínos, pois, este nutriente difunde-se com maior rapidez do que a forma encontrada nos fertilizantes comerciais, pois a matéria orgânica favorece a solubilização dos fosfatos.

A criação de suínos traz, ainda, a poluição atmosférica e a geração de maus odores. A degradação biológica do material orgânico (fezes, urina, ração e outros), produz gases tóxicos que podem afetar a saúde e o desempenho dos animais. Dentre os gases produzidos os que mais apresentam perigos são: Metano ( $\text{CH}_4$ ): possui potencial inflamável; Dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ): pode causar asfixia e contribui no efeito estufa da terra; Amônia ( $\text{NH}_3$ ): irrita os olhos, sufoca; e Hidrogênio sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ): muito tóxico é irritante e asfixiante (Belli F° & Martim, 1998).

### **3.4. Caracterização da Criação de Suínos**

A expansão suinícola teve como base os sistemas confinados de produção de suínos onde se observam as maiores produtividades. Esses sistemas são responsáveis não só pelo aumento da escala de produção, mas também pela diminuição do número de produtores, diante das exigências de

maiores investimentos e especialização. De forma geral, estes sistemas apregoam a adoção do manejo de dejetos na forma líquida, proporcionando condições para seu lançamento no solo e cursos de água (Perdomo & Lima, 1998).

Tabela 3.1 Projeções da distribuição (%) dos sistemas de produção de suínos no Brasil (média).

Sistema	Ano		
	1990	1995	2000
Confinamento	40	48	61
Semi confinamento	27	26	21
Extensivo	32,8	25,5	17
Ar livre	0,2	0,5	1

Fonte: Gomes et al. (1992).

Segundo Gosmann (1997), os sistemas de produção de suínos e seus dejetos são desenvolvidos nas propriedades rurais em unidades de ciclo completo, (contem todas as fases de criação) ou de forma especializada (contendo uma fase da criação, podendo ser: UPL - unidade de produção de leitões ou crescimento-terminação).

### **3.5. Características dos Dejetos de suínos**

#### **3.5.1. Produção Quantitativa dos Dejetos e Composição Físico-química.**

Para Taiganides (1974) citado por Medri (1997) a quantidade total de resíduos líquidos (fezes e urina) produzidos varia de acordo com o desenvolvimento ponderal dos animais. Konzen (1980) verificou em criações de suínos na fase de crescimento/terminação (25 a 100 kg) uma média de 7,0 litros dejetos/suíno/dia. Jelinek, (1977), citado por Oliveira,(1997) encontrou, cerca de 4,9 a 8,5% de seu peso vivo suíno/dia, (15 a 100 kg).



Segundo Oliveira,(1997) além da influência do desenvolvimento ponderal de cada animal, existe ainda a influência da quantidade de urina que é produzida e que por sua vez, depende diretamente da ingestão de água. Em termos gerais para cada litro de água ingerido pelo suíno, resultam 0,6 litros de dejetos líquidos

Para autores como Belli F°, (1995); Gosmann, (1997), e Perdomo & Lima, (1998) o volume de dejetos líquidos produzidos também depende do manejo, do tipo de bebedouro, do sistema de higienização adotado, do tipo de criação, construções, alimentação, estado psicológico dos animais, frequência e volume de água utilizado bem como o número e a categoria dos animais (Tabela 3.2)

Tabela 3.2. Produção média diária de dejetos nas diferentes fases produtivas dos suínos.

Fases Produção	Esterco Kg/dia	Esterco Urina Kg/dia	Dejetos Líquidos l/dia	m <sup>3</sup> /animal/mês Dejetos Líquidos
25 – 100 kg	2,30	4,90	7,00	0,25
Porcas	3,60	11,00	16,00	0,48
Porca lactação	6,40	18,00	27,00	0,81
Macho	3,00	6,00	9,00	0,28
Leitões creche	0,35	0,95	1,40	0,05
Média	2,35	5,80	8,60	0,27

Fonte: Konsen (1980).

Segundo Adreadakis (1992) e Perdomo & Lima (1998) as perdas de água aumentam o volume de efluentes, agravando os problemas ambientais, de tratamento, transporte e disposição de dejetos. Além das perdas de água por vias corporais (urina, fezes, superfície corporal e trato respiratório), existe a perda por mau funcionamento do sistema hidráulico e de equipamentos

utilizados. Perdomo (1995), verificou que um pequena goteira num bebedouro (com pressão de  $2,8 \text{ kg/cm}^2$ ) pode significar a uma perda de  $26,5 \text{ L/hora}$  ( $0,636 \text{ m}^3/\text{dia}$ ) a  $150 \text{ L/h}$  ( $3,6 \text{ m}^3/\text{dia}$ ).

Os manejos adotados na limpeza das instalações influenciam enormemente no volume de dejetos líquidos produzidos. Oliveira (1994) cita que Sobestiansky, verificou uma demanda de água para limpeza variando de 2 a  $6 \text{ L/cabeça.dia}$ , para animais em terminação e porcas respectivamente, mas observações a campo realizado por Oliveira demonstram valores de até  $18 \text{ L/porca.dia}$ .

Perdomo & Lima (1998), estimam a produção média de dejetos em  $100 \text{ L/matriz.dia}$  em ciclo completo,  $60 \text{ L/matriz.dia}$  para unidades de produção de leitões e  $7,5 \text{ L/dia}$  para terminados na região sul do Brasil.

A grande quantidade de água nos efluentes de suínos, resulta em baixos teores de matéria seca, que segundo Scherer et al. (1995) atinge em média 3%, valor equivalente a 50% abaixo do valor desejável (6% ou mais.).

A composição físico-química dos dejetos está associada ao sistema de manejo adotado, idade dos animais e aos aspectos nutricionais. Apresentam grandes variações na concentração dos elementos componentes, dependendo da diluição a qual foram submetidos e do sistema de armazenamento.

Segundo Perdomo & Lima, (1998) para se expressar a composição físico-química-biológica dos efluentes deve-se levar em consideração a produção de urina + fezes em relação ao peso do animal e introduzir o fator local de diluição (função do manejo, bebedouros e higiene) (Tabela 3.3)

A estimativa da produção de fezes + urina em uma granja de Ciclo completo com dimensionamento para 100 matrizes é apresentado na tabela 3.4.

Tabela.3.3 . Características dos dejetos de suínos (fezes + urina), expresso por 1000 Kg de peso vivo.

Parâmetro	Unidade	Valor
Volume urina	kg	39
Volume fezes	Kg	45
Densidade	Kg/m <sup>3</sup>	990
Sólidos totais	kg	11
Sólidos voláteis	kg	8,5
DBO <sub>5</sub>	kg	3,1
DQO	kg	8,4
pH		7,5
Nitrogênio total	kg	0,52
Nitrogênio amoniacal	kg	0,29
Fósforo total	kg	0,18
Potássio total	kg	0,29
Cálcio	kg	0,33
Magnésio	kg	0,070
Sódio	kg	0,067
Clóro	kg	0,26
Ferro	mg	16
Zinco	mg	5,0
Cobre	mg	1,2
Coliformes total	colônia	45 x 10 <sup>10</sup>
Coliformes fecais	colônia	18 x 10 <sup>10</sup>

Fonte: ASAE (1993)

Tabela.3.4.- Características dos dejetos de suínos de uma granja de 100 matrizes em ciclo completo, de acordo com as fases de produção<sup>(1)</sup>.

Parâmetros	M	PG	PL	LD	LC	LA
Número de animais	6	90	20	330	250	250
Peso médio (kg)	160	125	170	16	40	75
Dejetos (kg/d)	5,23	4,1	102	11	2,6	4,9
Sólidos totais (kg/d)	0,47	0,37	0,93	0,18	0,44	0,83
Sólidos voláteis (kg/d)	0,38	0,30	0,75	0,14	0,34	0,64
DBO <sub>5</sub> (kg/l)	0,15	0,12	0,31	0,05	0,18	0,23
N total (kg/d)	0,0041	0,032	0,045	0,008	0,021	0,39
NH <sub>4</sub> -N (kg/d)	0,023	0,018	0,025	0,004	0,012	0,22
P total (kg/d)	0,013	0,010	0,011	0,03	0,007	0,012
K total (kg/d)	0,024	0,019	0,021	0,005	0,012	0,022

<sup>(1)</sup> Estimativa realizada com base nos dados constantes (fezes+urina) na tabela.3.5, onde: machos (M), porcas gestantes (PG), em lactação (PL), leitões desmamados (LD), em crescimento (LC) e em acabamento (LA). Fonte: Perdomo (1998)

Silva (1996) e Medri (1997) em seus trabalhos desenvolvidos na EMBRAPA /CNPISA verificaram algumas característica químicas dos dejetos em uma unidade de crescimento de suínos, estes dados estão na tabela 3.5

Tabela .3.5 - Características químicas dos dejetos (mg/l) para uma unidade de crescimento de suínos.

Parâmetro	Mínimo		Máximo		Média	
	Silva	Medri	Silva	Medri	Silva	Medri
DQO	11.530	4.300	38.448	81.200	25.543	21.647
ST	12.697	4.209	49.432	78.866	22.399	17.240
SV	8.429	2.777	39.024	66.534	16.389	10.266
SF	4.268	1.584	10.408	56.190	6.010	6.974
SST	220	-	850	-	429	-
NT	1.660	1.018	3.710	4.451	2.374	2.205
PT	320	119	1.180	2.306	578	633
KT	260	-	1140	-	536	-

Fonte: Silva (1996) e Medri (1997)

De maneira geral a composição, a carga orgânica, e o potencial poluidor dos dejetos de suínos estão diretamente associados a nutrição dos animais. A digestibilidade do fósforo de matéria prima de origem vegetal é de 16 a 45 % , e de células animais é de 68 a 91% e de fontes inorgânicas é de 63% a 90% (Jongbloed & Lenis, 1992) citado por Gosman (1997).

Diante do exposto, a redução dos dejetos de suínos parecem estar na minimização de água, através da união de varias metodologias diferentes, como: melhoria nas instalações (bebedouros, calhas, desvio da água da chuva); dieta alimentar, manejo de limpeza. Há também a possibilidade de uso de dietas com alta digestibilidade em aminoácidos, o que reduz a excreção de compostos nitrogenados pelas fezes e urina dos animais.

As estratégias para controle de poluição causada por dejetos de suínos, baseiam-se na valorização dos dejetos ou tratamento destes . Dentre as formas de tratamento o uso de Lagoas de Estabilização tem se destacado pelo baixo custo de implantação e operação, fator muito importante em função da atual situação econômica do setor suinícola.

### **3.6. Lagoas de estabilização**

Segundo Silva & Mara (1979) o uso de lagoas de estabilização pode ser constatado desde o começo deste século nos Estados Unidos, quando em 1901 a cidade de Santo Antônio – Texas, passou a utilizar lagoas para a destinação de águas residuárias.

Inicialmente as lagoas foram utilizadas sem nenhum critério técnico. Só a partir de meados do século XX é que se começou uma abordagem do problema do ponto de vista científico.

Em fins da década de 50 e principalmente durante a década de 60, as lagoas de estabilização despertaram mais interesse, passando a ser usadas largamente, não só como processo de tratamento de águas residuárias domésticas, mas também industriais e agrícolas.

As lagoas de estabilização são basicamente bacias terrestres de pequena profundidade definidas por diques de terra, e nos quais as águas residuárias brutas são submetidas a degradação através de processos naturais: físicos, bioquímicos e biológicos, denominados de autodepuração ou estabilização (Silva & Mara, 1979; Middlebrooks, 1987; Uluatam & Kurum, 1992; Andara & Esteban, 1999).

Estes processos naturais sob condições parcialmente controladas, são responsáveis pela transformação de compostos orgânicos putrecíveis em compostos minerais ou orgânicos estáveis e pela destruição de microorganismos patógenos, através da oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética algas e ainda radiação solar (Branco, 1978 e Jordão & Pessoa, 1995; Hosetti & Frost 1998).

Antigamente os sistemas de lagoas geralmente eram compostos de uma grande lagoa facultativa, com uma carga superficial de 50 Kg/Ha.dia, seguidas por 1 ou 2 lagoas de maturação, todas com profundidade em torno de 1 a 2 metros e eram utilizadas principalmente no tratamento de esgotos domésticos de pequenas e média comunidades rurais, que davam ênfase na remoção da DBO (Pearson, 1996).

Atualmente, segundo Hosetti & Frost (1998), as lagoas de estabilização para tratamento de efluentes líquidos variam com relação a suas aplicações e possuem diferentes tipos, que representam otimizações para vários tipos de tratamento no círculo industrial, doméstico ou agrícola. Elas tem sido classificadas de acordo com a disponibilidade de oxigênio e tipos de

microrganismos capazes de sobreviver nestas lagoas, como algas, macrophytos e peixes.

Estas lagoas podem variar desde: lagoas anaeróbias, facultativas, maturação, oxidação, aeróbias estritas, aeradas, macrófitas, e podem ser distribuídas em diferentes combinações e números, afim de alcançar a qualidade padrão requerida no líquido efluente (Pearson, 1996).

### Vantagens e Desvantagens

Segundo Hosetti & Frost (1998), as principais vantagens das lagoas de estabilização está no baixo capital necessário para instalação e operação, flexibilidade e facilidade de operação e manutenção, como também o grande poder tampão em relação às variações do efluente, como: pH, DBO, temperatura, sólidos, etc.

Pearson (1996), relata que estas vantagens foram responsáveis por muitas críticas nas últimas décadas ao sistema, sendo considerado de baixa tecnologia e fora de moda, somente viável quando grandes áreas de solo estão disponíveis e nenhuma outra alternativa de tratamento esteja a disposição, é uma solução a curto prazo somente viável para pequenas cidades que almejam um desenvolvimento moderno e rápido.

Porém várias agências e bancos de desenvolvimento reconhecem as vantagens do sistema de lagoas e citam que às preferem como uma tecnologia de tratamento para muitas situações (Pearson, 1996).

Com o desenvolvimento de pesquisas sobre lagoas de estabilização, melhorando o entendimento dos processos microbiológicos e conseqüentemente os processos e “designs” físicos, bem como as estratégias operacionais, tem tornado confiáveis e eficientes os sistemas convencionais

de lagoas, eliminando os mitos das décadas de 70 e 80. Com o passar dos anos foram desenvolvidos diversos variantes dos sistemas de lagoas, com diferentes níveis de simplicidade operacional e requisitos de área.

Os tipos de lagoas mais utilizados são: Lagoas Anaeróbias, Lagoas Facultativas, Lagoas de Maturação e Lagoas de Aguapé.

### **3.6.1. Lagoas Anaeróbias:**

As lagoas anaeróbias são freqüentemente utilizadas preliminarmente em lagoas em série para tratamento de dejetos com altas cargas orgânicas aplicadas por unidade de volume, como dejetos de animais, de laticínios, frigorífico e outros. Estas elevadas cargas orgânicas, fazem com que a taxa de consumo de oxigênio seja várias vezes superior à taxa de produção. No balanço de oxigênio, a produção pela fotossíntese e pela reaeração atmosféricas são praticamente desprezíveis, o que faz com que a estabilização da matéria orgânica ocorra sem consumo de oxigênio dissolvido, predominando processos de fermentação.

A digestão anaeróbia é um processo biológico que transforma matéria orgânica solubilizada ou semi-líquida (lodo) em bio gás, constituído principalmente em gás metano ( $\text{CH}_4$ ) e gás carbono ( $\text{CO}_2$ ). Os organismos responsáveis pela degradação são basicamente bactérias anaeróbias e facultativas, bem como fungos e protozoários (Belli, 1995). E sua maior eficiência de remoção é com relação a matéria orgânica (DQO, DBO) e sólidos. A estabilização em condições anaeróbias é lenta, pelo fato das bactérias anaeróbias reproduzirem-se mais lentas que as aeróbias.

A digestão anaeróbia é afetada por fatores como: pH, temperatura, disponibilidade de nutrientes e presença de materiais tóxicos.



O pH considerado ótimo para digestão anaeróbia é entre 6,5 a 7,5, com valor ótimo entorno de 7,0 (Cohen, 1982).

A temperatura é o fator mais importante na digestão anaeróbia, pois alterações bruscas na temperatura prejudicam as bactérias metanogênicas. Para Cohen (1982) a melhor faixa de temperatura é a termofílica, variando de 30 a 40 °C. Em temperaturas abaixo de 15 °C as bactérias param de produzir metano interrompendo o processo e gerando subprodutos que originam maus odores.

Quantidades excessivas de vários compostos orgânicos ou inorgânicos, podem ser tóxicos para a fermentação anaeróbia. As condições nas quais estas substâncias começam a se tornar tóxicas são difíceis de definir, pois podem ser modificadas entre si, ou pela aclimação de sistemas microbianos a condições adversas. As substâncias tóxicas mais comuns são a amônia, íons amônio, sulfetos solúveis e sais solúveis de metais como o cobre, o zinco e o níquel (Azevedo Araujo, 1980)

#### Princípios de funcionamento do processo anaeróbio:

De maneira seqüencial, primeiramente microorganismos facultativos, na ausência de oxigênio dissolvido, transformam compostos orgânicos complexos em substâncias e compostos simples, principalmente ácidos orgânicos.

Segundo Henze & Harremës (1982) o metabolismo anaeróbio é dividido em três fases, que ocorrem simultaneamente em equilíbrio e de forma independente, sendo:

- 1) Hidrólise da matéria orgânica de alto peso molecular suspensa e solúvel.

- 2) Degradação de pequenas moléculas de diversos ácidos graxos voláteis e finalmente os ácidos acéticos.
- 3) Produção do metano, primeiramente do ácido acético, mas também do hidrogênio e dióxido de carbono.

### Hidrólise

Nesta etapa o material orgânico é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular (liquefação do meio). O processo requer a interferência de exo-enzimas que são secretadas pelas bactérias fermentativas. As proteínas se degradam e formam aminoácidos; Os carboidratos se transformam em açúcares solúveis, e os lipídios são convertidos em ácidos graxos de longa cadeia de carbono e glicerina (Meynel, 1976).

### Acidogênese

Os compostos dissolvidos gerados no processo de hidrólise, são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e, após a acidogênese, escretadas como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis (AGV), álcoois, ácido láctico, ácido acético e compostos minerais como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  e etc.

Segundo Henze & Harremès (1982), um processo anaeróbio estável a concentração de ácidos graxos é favoravelmente baixa ( $0,1 - 0,3 \text{ Kg Hac/m}^3$ ), sendo que, o potencial redox (pressão parcial do hidrogênio) regula a produção de vários ácidos.

### Acetogênese

É a etapa reguladora do processo, pois permite a transformação dos produtos da acidogênese em ácido acético, precursor do metano e  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2$ , impedindo a acumulação de ácidos gráxos voláteis, além do ácido acético, estes, em concentrações relativamente altas, inibem a etapa final da digestão anaeróbia. Uma fração de aproximadamente 70% da DQO originalmente presente se converte em ácido acético (Henze & Harremoës, 1982).

### Metanogênese

Na metanogênese o ácido acético,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2$ , são convertidos em gás metano e  $\text{CO}_2$ . Teoricamente, 33% do metano pode ser proveniente da redução de  $\text{CO}_2$ , restando 67% do metano produzido pelo ácido acético.

A redução de DQO nos processos anaeróbios é consequência da redução dos sólidos voláteis presentes no substrato (Henze & Harremês, 1982).

Na figura.3.1, encontra-se representado um esquema da digestão anaeróbia da matéria orgânica.

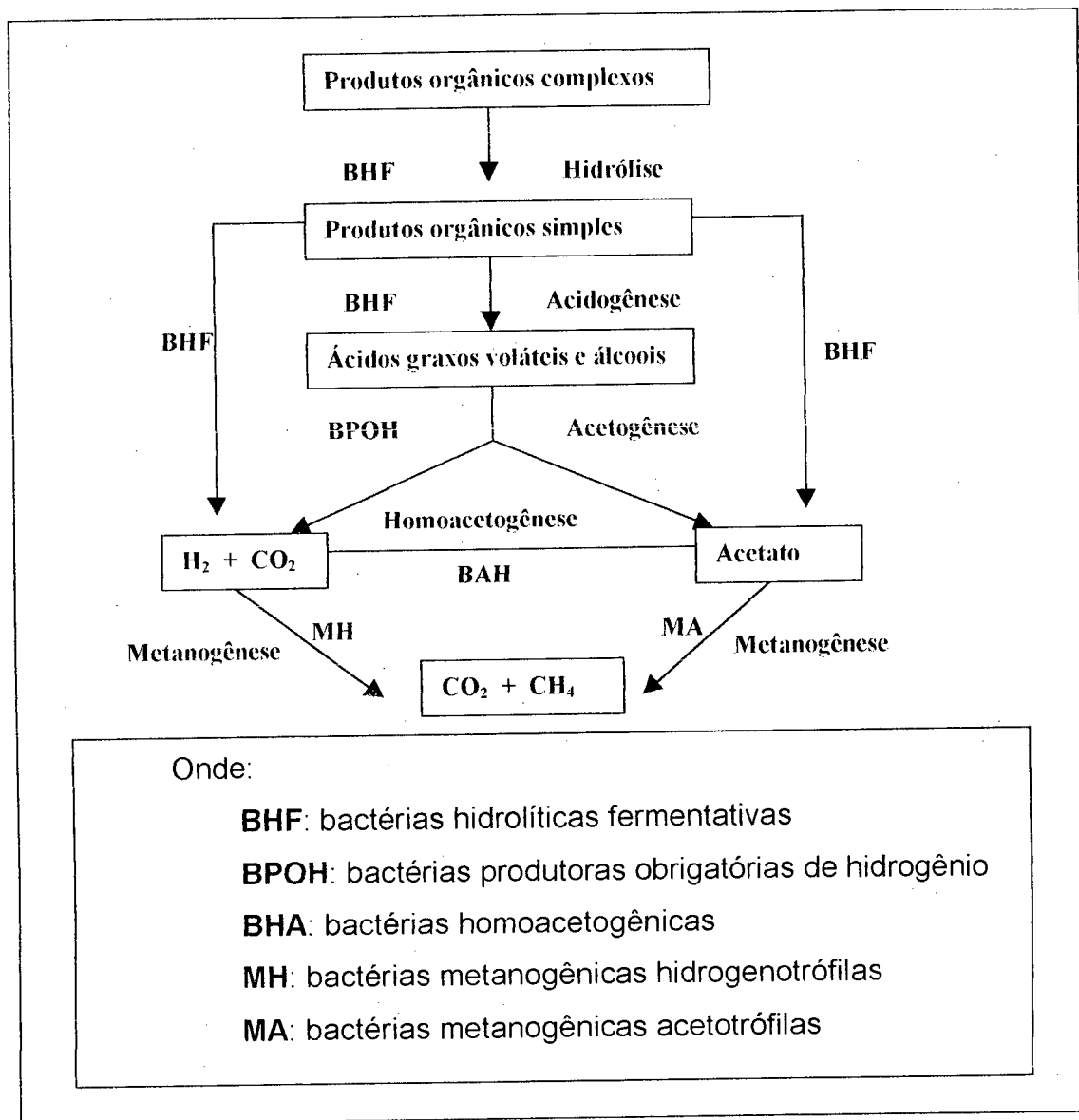


Figura.3.1.- Esquema da digestão anaeróbia da matéria orgânica

Fonte: Manoir (1991), citado por Belli F<sup>o</sup> (1995).

### Parâmetros de dimensionamento

A existência de uma grande variedade de critérios de dimensionamento tem criado dificuldades para a utilização de lagoas anaeróbias, na grande maioria dos casos o dimensionamento é baseado, inicialmente, na qualidade do resíduo a ser tratado e na concentração do efluente, sendo o parâmetro básico a taxa de carga orgânica volumétrica e o tempo de detenção hidráulico (Von Sperling, 1996; Bicudo et al. 1999).

O tempo de detenção hidráulico, baseia-se no tempo necessário para a reprodução das bactérias anaeróbias. Já a carga orgânica volumétrica é função da necessidade de um determinado volume da lagoa anaeróbia para a estabilização da carga aplicada de DBO ou SV, esta carga sofre ação direta da temperatura, assim regiões mais quentes permitem a utilização de uma carga maior, com menor volume (Von Sperling, 1996).

Outros autores como, Safley et al. (1997) afirmam que as cargas de lagoas anaeróbias podem ser expressas como:  $\text{kgSV/m}^3\cdot\text{d}$ ,  $\text{kg DQO/m}^3\cdot\text{d}$  e  $\text{kg do animal/m}^3$ .

### Carga orgânica utilizada em lagoas anaeróbias

Vários autores utilizam carga orgânica volumétrica baseada nos Sólidos voláteis (SV) (Bicudo et al. 1999). Medri, (1997), trabalhando com dejetos de suínos no oeste de Santa Catarina, e com lagoas em série, obteve cargas volumétricas de SV em torno de 0,16 e 0,05  $\text{Kg SV/m}^3\cdot\text{d}$ . Apresentando uma eficiência de remoção de 81 % de DQO e 78% de  $\text{DBO}_5$  para a primeira lagoa anaeróbia. Já na Segunda anaeróbia a eficiência ficou entorno de 65% de DQO e 58% de  $\text{DBO}_5$ .

Barth, (1985), trabalhando com suínos no estado de Michigam, recomenda carga volumétrica de 0,061 a 0,048 KgSV/m<sup>3</sup>.d, considerando porcos com peso médio de 45 kg. Safley & Westerman (1994) verificaram uma redução de 92 % de Sv e DBO<sub>5</sub> em lagoas anaeróbia de tratamento de dejetos de suínos.

Vários autores tem estudado as melhores cargas volumétricas para tratamento de dejetos de suínos através de lagoas anaeróbias, alguns estão relacionados na tabela.3.6

Tabela 3.6 - Cargas orgânicas volumétrica em lagoas anaeróbias para parâmetros como: DBO<sub>5</sub>, SV.

Parâmetro	Carga Orgânica Vol.	Tipo de esgoto	Referências
DBO <sub>5</sub>	0,05 kg /m <sup>3</sup> .dia	Dejetos de suínos	Silva (1973)
	0,24 à 0,32 kg /m <sup>3</sup> .dia	Dejetos animais	Loehr (1974)
	0,1 e 0,3 kg /m <sup>3</sup> .dia	Todos os tipos	Mara & Pearson (1986)
	0,03 à 0,12kg /m <sup>3</sup> .dia	Dejetos suínos	Costa et al (1995)
	0,237 à 0,046 kg /m <sup>3</sup> .dia	Dejetos de suínos	Medri (1997)
Sólidos voláteis	0,005 e 0,167 kg /m <sup>3</sup> .dia	Dejetos de suínos	Loehr (1974)
	2,062 à 5,076 kg /m <sup>3</sup> .dia	Dejetos de suínos	
	0,053 e 0,069 kg /m <sup>3</sup> .dia	Dejetos de suínos	Safley (1996)
	0,17 à 0,05 kg /m <sup>3</sup> .dia	Dejetos de suínos	Medri (1997)
	0,8 à 1,45 kg /m <sup>3</sup> .dia	Dejetos de suínos	Andara & Steban (1999)
	0,4 à 0,18 kg /m <sup>3</sup> .dia	Dejetos de suínos	Cazarre (2000)

### Modelos de remoção de matéria orgânica

A velocidade de oxidação da matéria orgânica pelas bactérias é um parâmetro fundamental no dimensionamento racional de um processo biológico de tratamento de águas residuárias.

A redução da carga orgânica (DBO) nas lagoas anaeróbias como em lagoas facultativas, pode ser determinada segundo uma reação de primeira ordem. Nestas condições o regime hidráulico da lagoa tem grande influência.

As reações de primeira ordem são aquelas nas quais a taxa de reação é proporcional à concentração do reagente, isto é: a taxa de remoção da DBO é proporcional à quantidade de DBO existente no sistema em qualquer instante. Matematicamente este tipo de reação é expresso por:

$$\frac{dC}{dt} = -K_1 \cdot L$$

Onde:

- $\frac{dC}{dt}$  = taxa de oxidação da matéria orgânica
- $K_1$  = constante de degradação de primeira ordem ( $\text{dia}^{-1}$ )
- $L$  = DBO retida no sistema no tempo (t)

Oleszkiewicz & Koziarski, (1986) propõe um novo modelo de carga que parece se ajustar melhor a performam-se da lagoas anaeróbias, para estes autores existe duas fases de estabilização da matéria orgânica em lagoas anaeróbias, sendo uma do esgoto bruto e outra do lodo depositado no fundo da lagoa, desta forma propuseram a seguinte fórmula:

$$\frac{S}{S_0} = e^{(-K/L)}$$

Onde:

- $L$  = carga volumétrica ( $\text{kg/m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ )
- $K$  = constante de degradação de primeira ordem ( $\text{dia}^{-1}$ )
- $S_0$  = Concentração afluyente (mg/L)

Esta fórmula pode ser simplificada para uma função do tempo de detenção hidráulico (TDH), já que para este autor a carga orgânica é um parâmetro mais importante que o tempo de detenção.

Onde:

$$L = \frac{(Q \times S_o)}{V} = \frac{S_o}{TDH}$$

- L = carga volumétrica (kg/m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>)
- Q = Vazão (m<sup>3</sup>/d)
- V = volume(m<sup>3</sup>)
- TDH = tempo de detenção hidráulico (dias)
- S<sub>o</sub> = Concentração afluente (mg/L)

Segundo Oleszkiewicz & Koziarski, (1986) nestas condições uma variação na concentração do afluente não interfere no tempo de detenção hidráulico.

Este modelo foi testado em três estágios em lagoas anaeróbias de suínos e conclui-se que:

- Estágio de sedimentação: completa após 2 horas, resultou em uma remoção. De: 80% dos SST, 55% de DQO (não filtrada), 35 % de DBO<sub>5</sub> (não filtrada)
- Estágio de rápida degradação: após 3 dias, sendo 65% de remoção de DQO (não filtrada), 56% de DBO<sub>5</sub> (não filtrada) e 31% de DQO (filtrada) , 45% DBO<sub>5</sub> (filtrada) , isto foi conseguido baseando-se na concentração do afluente total e filtrado.
- Estágio lento de biodegradação: começou após 3 dias de TDH e removeu a uma taxa orgânica de 0,20 kg/m<sup>3</sup>/d (DQO) e 0,10 kg/m<sup>3</sup>/d (DBO<sub>5</sub>).

Benefield & Raudall, (1980) citam que cargas de 0,2 a 0,5 kg/m<sup>3</sup>/d são descritas para muitos tipos de resíduos agropecuários.



Medri (1997) trabalhando com lagoas anaeróbias em série com 35 e 46 dias de TDH respectivamente, utilizando cargas volumétricas de 0,237 e 0,046 kg DBO/ m<sup>3</sup>.dia, verificou uma constante de degradação de 0,101 d<sup>-1</sup> e 0,038 d<sup>-1</sup>.

### 3.6.2. Lagoas facultativas

As lagoas facultativas depuram os efluentes por processos aeróbios e anaeróbios comitantemente, ocorrendo uma zona aeróbia mais superficial, uma zona intermediária que varia de aeróbia à anaeróbia (facultativa), e uma zona localizada no fundo da lagoa que é anaeróbia.

Dê maneira sucinta Von Sperling (1996) resume o que ocorre nestas lagoas, *"A DBO solúvel e finamente particulada é estabilizada aerobicamente por bactérias dispersas no meio líquido, ao passo que a DBO suspensa tende a sedimentar, sendo estabilizada anaerobicamente por bactérias no fundo da lagoa. O oxigênio requerido pelas bactérias aeróbias é fornecido pelas algas, através da fotossíntese"*.

As principais características de uma lagoa facultativa são: cor verde devido a presença de algas verdes; elevado teor de oxigênio dissolvido (fotossíntese algal); grande quantidade de sólidos suspensos (algas) de difícil sedimentação (CETSB, 1989).

Segundo Silva & Mara (1979) estas lagoas são comumente utilizadas no tratamento de águas residuárias brutas ou, então, aquelas que já passaram por um tratamento preliminar. Em geral possuem de 1 a 2 metros de profundidade e apresentam um tempo de detenção hidráulico não inferior a 20 dias, a área superficial é dependente da temperatura e incidência solar, sendo espessa em Kg DBO/ha.d. As áreas são grandes quando comparadas as

necessárias para as lagoas anaeróbias, devido a necessidade de maior área possível para ocorrência da fotossíntese.

As lagoas facultativas são grandemente afetadas pelas variações de:

- **Radiação solar** - influencia na velocidade de fotossíntese e evaporação
- **Temperatura** : influencia na velocidade de fotossíntese, na taxa de degradação da matéria orgânica, na solubilidade e transferência dos gases, e nas condições de mistura
- **Ventos**: condições de mistura e reaeração atmosférica
- **Chuvas**: diluição e evaporação
- **Concentração das cargas afluentes**: influencia na remoção da matéria orgânica, cargas altas podem tornar a lagoa totalmente anaeróbia.

Segundo Hosetti & Frost (1998), a comunidade biológica envolvida na estabilização da matéria orgânica em lagoas facultativas são basicamente: bactérias (aeróbias, facultativas e anaeróbias), algas, fungos, protozoários (rotíferos, amebas), nematoides, insetos, crustáceos e macrophyton.

O processo em si ocorre basicamente por ação das algas e bactérias, de forma que as algas, através da fotossíntese produzem o oxigênio, que será utilizado pelas bactérias aeróbias para oxidar a matéria orgânica, as bactérias por sua vez, liberam  $\text{CO}_2$  que é utilizado pelas algas no processo de fotossíntese. Existe, portanto, uma associação de mútuo benefício (simbiose) entre algas e bactérias.

#### Princípio de funcionamento

Segundo Jordão & Pessoa (1995) nas lagoas facultativas todo o processo ocorre como um ciclo natural e contínuo, sendo que as principais reações são:

- oxidação da matéria orgânica carbonácea pelas bactérias,
- nitrificação da matéria orgânica nitrogenada pelas bactérias
- oxigenação da camada superior da lagoa através da fotossíntese das algas;
- e redução da matéria orgânica carbonácea por bactérias anaeróbicas no fundo da lagoa.

Na zona mais superficial da lagoa ocorrem processo de oxidação aeróbia e redução fotossintética, as principais reações nesta região são, (figura 3.2.):

- A matéria orgânica é sintetizada pelas bactérias, convertida em, material celular,  $\text{CO}_2$  e água, na presença de O.D. Parte do carbono serve de fonte de energia para os organismos, e é respirado como  $\text{CO}_2$ ; parte é utilizado com o nitrogênio e o fósforo para formar novas células. Desta maneira as bactérias realizam as transformações das substâncias complexas em matéria solúvel, que atravessa a parede celular e é convertida em energia, protoplasma e produtos finais ( que por sua vez atravessam a parede celular e se difundem no meio líquido –  $\text{CO}_2$ , amônia e fosfatos).
- Paralelamente as algas utilizam o  $\text{CO}_2$  desprendido pelas bactérias, e sintetizam a matéria necessária a seu próprio desenvolvimento (protoplasma das algas) e liberam oxigênio em presença de energia solar. Desta forma as algas são as responsáveis pela maior parte do oxigênio da lagoa, sendo que o restante do oxigênio necessário é oriundo da atmosfera, porém este possui pouca contribuição. As algas necessitando de luz solar, localizam-se preferencialmente na camada superior, normalmente com 15 a 40 cm de profundidade. Durante o dia estão produzindo oxigênio e a noite passam a consumi-lo.
- As algas verdes apresentam-se em concentrações mais elevadas que as bactérias, fazendo com que o líquido superficial da lagoa seja

predominantemente verde e indicam geralmente boas condições. Os principais tipos de algas encontrados em lagoas facultativas são (Von Sperling, 1996):

- a) Algas verdes (clorofíceas): são responsáveis pela cor verde da lagoa, e os principais gêneros são as *Chlamydomonas*, *Euglenas* e *Chlorellas*. Os dois primeiros gêneros são os primeiros a aparecer na lagoa, e tendem a ser dominantes nos períodos frios, já o gênero *Euglena* tem grande capacidade de adaptação a diferentes condições climáticas.
- b) Algas azuis: Devido estas algas apresentarem baixas necessidade de nutrientes elas conseguem se proliferar em qualquer ambiente onde haja apenas CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, água, alguns minerais e luz. Estas algas são típicas de pH baixo e esgotos com poucos nutrientes. Nestas condições, as algas verdes não conseguem sobreviver e podem ainda servir de alimento para outros organismos, como os protozoários, tornando possível o desenvolvimento das algas azuis. Os principais gêneros são: *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Anacystis* e *anabaena*.

#### Aspectos gerais:

Segundo Hosetti & Frost (1998), a absorção de luz é governada por substância húmicas amarelas dissolvidas e pelas algas. As algas além de serem oxigenadoras são também importantes fontes de proteínas, sendo a densidade e a ocorrência importantes indicadores do estado e qualidade dos efluentes.

A diversidade de espécies variam sazonalmente, e sucessão planctônica em lagoas é dependente da carga orgânica, temperatura e comprimento do dia, pH e quantidade de zooplâncton. A biomassa algal flutua

com as variações diurnas do ambiente, variações sazonais, zooplâncton, toxicidade química e patogênica.

Os níveis de amônia são tóxicos para as algas em pH acima de 8, ocorrendo assim uma inibição na fotossíntese, isto conduz a uma condição anóxica em lagoas, mesmo com baixos valores de DBO.

Compostos como  $\text{NO}_2$  e  $\text{NO}_3$ , amônia e fosfatos, são removidos diferencialmente em diferentes intensidades de luz. A alga *Spirulina maxima*, acumula 70% de proteínas, enquanto remove 90% do fósforo e nitrogênio amoniacal em dejetos de suínos. De maneira geral, 45 a 95% do nitrogênio amoniacal é removido em lagoas facultativas.

Segundo Pearson, (1996), o fator chave para uma melhora na eficiência das lagoas facultativas é o entendimento dos limites de uso de cargas superficiais e a relação entre carga orgânica e produção de oxigênio pela biomassa algal.

Chuchtai & Khurshid (1991), investigaram a influência de fatores climáticos nas eficiências das lagoas de estabilização, e verificaram que a atividade biológica decrescesse cerca de 57% em temperaturas abaixo de 10 °C, sendo que as lagoas teriam melhor performance em dias de boa radiação solar e temperaturas do ar acima de 20 °C e invernos amenos. As melhores remoções foram conseguidas a primavera e verão

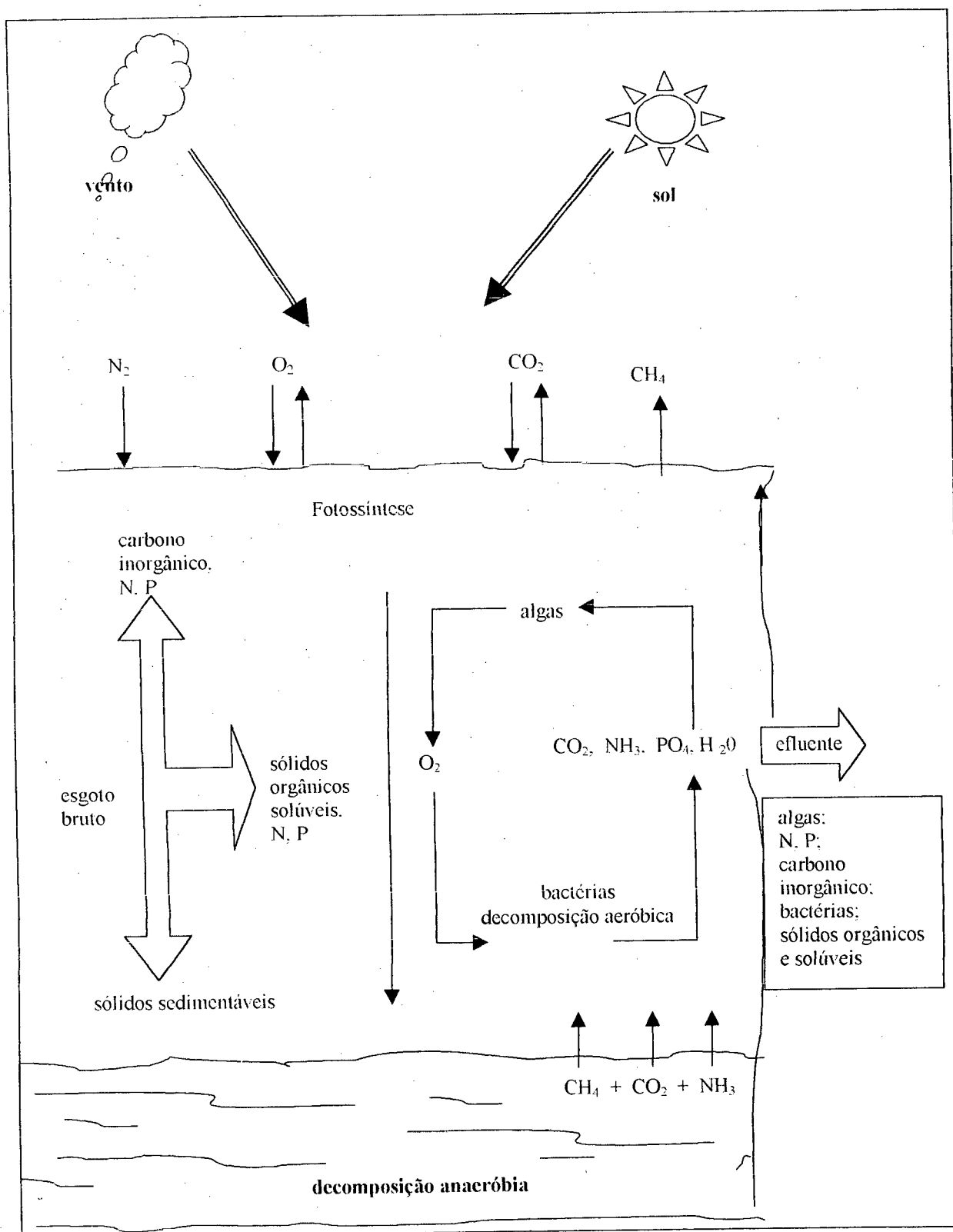


Figura.3.2 Princípios de funcionamento de lagoas facultativas.  
Fonte: Jordão Pessoa (1995)

### Parâmetros de dimensionamento

Dentre os vários critérios de dimensionamento existentes, os que mais se destacam são baseados nos seguintes parâmetros:

- temperatura
- taxa de aplicação superficial da carga orgânica
- remoção de substrato
- fatores de dispersão

Segundo Marais & Shaw (1961) e Silva e Mara (1979), para o dimensionamento de lagoas facultativas costuma-se considerar que as mesmas funcionam como reatores de carga completamente dispersa (mistura completa), nos quais a remoção de  $\text{DBO}_5$  processa-se segundo uma reação de primeira ordem. Sendo expressa com a carga orgânica pela seguinte equação resumida:

$$\text{DBO} = \frac{\text{DBO}_{\text{in}}}{1 + k \cdot \text{Th}}$$

Onde

- $\text{DBO}_{\text{in}}$  =  $\text{DBO}_5$  afluyente (mg/L)
- $k$  = Constante de degradação
- $\text{Th}$  = Tempo de detenção hidráulico (dias)

Sendo que o coeficiente ( $k$ ) aumenta a performance de eficiência da lagoa, em termos de remoção de  $\text{DBO}$  e é dependente da temperatura, utiliza-se normalmente  $20^\circ\text{C}$ .

Porem, Ellis & Oliveira (1995) afirmam que este calculo não leva em consideração a separação do material biodegradável presente no esgoto, nem as perdas com infiltração e evaporação.

Segundo Ellis & Oliveira (1995) vários valores de  $k_{(20)}$  tem sido sugeridos na literatura, estes autores citam : Lumbers (1979) =  $0,5 \text{ d}^{-1}$ ; Marais

(1970) =  $0,54 \text{ d}^{-1}$ ; Siddiqi & Handa (1971) =  $0,22$  e  $0,234 \text{ d}^{-1}$ ; e Mara (1975) =  $0,3 \text{ d}^{-1}$ , sendo os resultados de Mara os mais aceitos. Mas Uhlmam (1979), sugere que a constante  $k$  varia não somente com a temperatura como também com a carga orgânica.

Esta hipótese foi apoiada pelos trabalhos de Mara & Silva (1979), que relata o decréscimo dos valores de  $k$  com a carga orgânica em lagoas em série no nordeste do Brasil.

Os trabalhos de Ellis & Rodrigues (1993) operando em lagoas de estabilização no oeste da Índia, sugerem que para calcular o DBO deve-se usar valores de amostras afluentes não filtradas, mas com valores de amostra efluentes filtradas, estes autores chegaram a um valor de  $0,201 \text{ d}^{-1}$  e verificaram que este valor varia mês a mês com a carga sazonal.

Mendes et al (1995) considera o uso do  $K_{20}$  útil, porém este precisa ser calculado através de parâmetros regionais, pois, a cinética de remoção de DBO também sofre influência com relação a localização e clima.

Neste contexto, Medri (1997) trabalhou com lagoas em série para tratamento de dejetos de suínos no oeste de Santa Catarina, onde uma lagoa facultativa com 24 dias de TDH recebia cargas orgânicas superficiais de  $294 \text{ kg DBO/ha.dia}$ , e apresentou uma constante de degradação de  $0,038 \text{ d}^{-1}$ , com temperaturas de  $22, 1^{\circ}\text{C}$

### **3.6.3. Lagoa de Maturação**

As lagoas de maturação são usadas ao final de qualquer sistema de lagoas de estabilização, estas lagoas melhoram a qualidade do efluente pré tratado, através, principalmente da redução de organismos patogênicos (bactérias, vírus, ovos de invertebrados e outros), nutrientes (N e P), sólidos



em suspensão, e alguma remoção da BDO e DQO remanescentes (Mara e Pearson, 1986 ; Chughtai & Khurshid , 1991; Pearson, 1996).

Segundo Hosetti & Frost (1998) vários fatores contribuem para a eliminação dos organismos patogênicos, como temperatura, insolação, pH, escassez de alimentos, organismos predadores, competição e compostos tóxicos. Vários destes fatores se tornam efetivos com menores profundidades da lagoa, o que favorece uma característica aeróbia a lagoa , por isso, as lagoas de maturação são mais rasas quando comparadas aos demais tipos de lagoas. Dentre os mecanismos associados à profundidade da lagoa, pode-se citar:

- radiação solar (radiação ultra violeta)
- elevado pH ( $\text{pH} > 8,5$ )
- elevada concentração de OD (favorecendo uma comunidade aeróbia mais eficiente na competição por alimento e na eliminação de patógenos.)

Chughtai & Khurshid (1991), verificaram que a atividade biológica decrescesse cerca de 57% em temperaturas abaixo de 10 °C, sendo que as lagoas de maturação teriam melhores performances em dias de boa radiação solar, temperaturas do ar acima de 20 °C e invernos amenos. As melhores remoções foram conseguidas a primavera e verão, chegando a 99,9 % com um tempo de detenção de 10 dias, removendo completamente patógenos e parasitas com exceção de coliformes.

#### Parâmetros de dimensionamento

O tamanho das lagoas de maturação não podem simplesmente basear-se na área requerida para dar o menor tempo de detenção hidráulico capaz de reduzir coliformes fecais. Os efeitos da carga orgânica afetam condições

físico-químicas nas lagoas. O eficiente controle dos processos de desinfecção biológica é conseguido aumentando o pH, aumentando o oxigênio dissolvido OD, boa penetração de luz e presença de substância húmicas na coluna d'água (Pearson, 1996).

Segundo Pearson, (1996) o desempenho das lagoas de maturação dependem exclusivamente do oxigênio produzido pelas algas, sendo ele transferido quase que por toda a lagoa através da turbulência dos ventos. Dados recentes sugerem que o aumento da constante de remoção (1ª ordem) para coliformes fecais e outros patógenos se adequam melhor em lagoas com menos de 60 cm de profundidade, o que pode trazer um economia de área necessária.

Conforme resultados apresentados por Pearson (1995) reduzindo-se a profundidade da lagoa reduz-se também o tempo de detenção, mas isto não afeta a qualidade do efluente, pelo contrário, isto implica que lagoas mais rasas são mais eficientes na desinfecção natural do que lagoas mais profundas.

Modelos matemáticos tem sido desenvolvidos para descrever a cinética de degradação orgânica em lagoas de maturação. Modelos de cinética de decaimento bacteriano pode ser desenvolvida incluindo os efeitos da concentração algal e cargas orgânicas.

Polprasert et al. (1998) citam alguns autores, os quais consideraram o decaimento bacteriano em lagoas, como dependente de parâmetros climáticos e ambientais. Segundo estes autores várias hipóteses tem sido sugeridas para explicar as causas da redução bacteriana, incluindo a presença de substâncias anti-bacterianas, produzidas pelas algas; aumento do pH; diminuição dos nutrientes; antagonismo microbiológico; aumento do potencial de oxi-redução em culturas de bactérias.

Baseando-se em uma cinética de 1ª ordem e assumindo condições de mistura completa Marais e Shaw (1961) citado por Polprasert et al. (1998), propuseram um modelo de decaimento bacteriano (Db), sendo a seguinte equação a mais apropriada:

$$\frac{N_e}{N_o} = \frac{1}{(1 + k_b \cdot t)}$$

Onde;

$N_o$  = número de CF/100mL afluyente

$N_e$  = número de CF/100mL efluente

$K_b$  = constante de mortalidade de CF, ( $d^{-1}$ )

$t$  = tempo de detenção hidráulico (dias)

Posteriormente a constante de 1ª ordem de mortalidade dos coliformes ( $k_b$ ) passou a ser dependente da temperatura, sendo estimada com base na equação de Arrhenius ou Van't Hoff, sendo definida como;

$$K_{bt} = k_{20} \cdot \theta^{(T - 20)}$$

Onde:

$K_{bt}$  = Constante de mortalidade de CF a temperatura T ( $d^{-1}$ )

$k_{20}$  = Constante de mortalidade de CF a 20 °C ( $d^{-1}$ )

$\theta$  = coeficiente de reação de temperatura

$T$  = temperatura média no mês frio (°C)

Como o valor de  $k_b$  é sensível a temperatura, nota-se diferentes valores de  $\theta$  propostos na literatura. Polprasert et al. (1998), citam que Marais (1974) sugere  $K_{(20)} = 2,6 d^{-1}$ , com um  $\theta = 1,19$ . Os trabalhos de Ellis & Rodrigues (1993) sugerem uma média superior para  $k_{b(20)} = 2,76 d^{-1}$ , mas com um  $\theta = 0,983$ , para uma lagoa facultativa.

### 3.7. Considerações gerais

A presente revisão bibliográfica foi de fundamental importância para o embasamento teórico deste trabalho, pois, foi possível conhecer o processo produtivo de suínos, e seus efluentes, formas de tratamento possíveis para tal resíduo, dentre elas destaca-se as lagoas de estabilização, as quais são o

objeto deste trabalho. Sobre as lagoas, obteve-se informações sobre como se processa a degradação biológica, o que interfere neste processo, e principalmente como pode-se melhorar a eficiência destas lagoas. Atualmente o grande desafio é a otimização do processo, pois, cada região apresenta características de produção, socio-econômicas e ambientais, diferentes, o que justifica o desenvolvimento de parâmetros de projeto e funcionamento diferenciado, garantindo economia nos custos de implantação e boas eficiências no tratamento, estando dentro dos padrões exigidos pelos órgãos ambientais.

## CAPÍTULO 04

### 4. MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho foi desenvolvido na Unidade Experimental de Tratamento de Dejetos de Suínos (UNETDS) do Centro Nacional de Pesquisa de Suínos e Aves (CNPISA), da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), localizado na Vila Tamanduá, no Município de Concórdia / SC. Sendo a UNETDS constituída de sistema de produção de suínos (creche, crescimento/terminação e ciclo completo) e sistema de tratamento de efluentes

Este trabalho foi dividido em duas etapas, sendo a primeira desenvolvida por Marcos Cazzaré (Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental-UFSC, 2000) o qual realizou a Implantação e aclimação do sistema, durante o período de fevereiro a outubro de 1999. A Segunda etapa, desenvolvida nesta pesquisa, constituindo-se na avaliação dos sistemas propostos, durante o período de outubro de 1999 a maio de 2000.

O sistema entrou em operação em março de 1999 e foi encerrado em maio de 2000. Como as lagoas foram dispostas em série, cada uma teve seu início de operação diferenciado isto é, as 1ª anaeróbias (LA<sub>1</sub>) começaram a funcionar em abril de 1999; as demais lagoas da série de cada sistema entraram em operação conforme seu tempo de detenção.

Para acelerar o processo de tratamento foi colocado nas primeiras lagoas de cada sistema, lodo biológico oriundo da lagoa anaeróbia implantada por Medri (1997) correspondendo 10% do volume de cada lagoa. As primeiras coletas foram realizadas em 11/05/00 (68 dias após a partida), sendo realizado 25 coletas, perfazendo-se 445 dias de período de amostragem.

Após período de inverno, as lagoas facultativas, aguapé e de maturação começaram a apresentar uma coloração acinzentada, o que poderia indicar uma sobre carga do sistema, e comprometimento da eficiência nos meses subsequentes. Então, a partir de novembro de 1999, estas lagoas foram esvaziadas e novamente preenchidas com água de açude, sendo dada a partida em 10 de dezembro de 1999.

Uma adaptação no sistema original implantado por Cazarré se fez necessária, devido a problemas com evaporação e super aquecimento do líquido das lagoas facultativas, aguapé e de maturação. Esta adaptação constituía-se por: lâminas de fibra de vidro, colocadas externamente nas lagoas, funcionando como isolante térmico e um sistema de cobertura, composto por um plástico transparente, colocado acima das lagoas, a 50 cm das bordas, afim de evitar os efeitos da evaporação (figura 4.3 )

#### **4.1. Descrição do Sistema**

O sistema de tratamento piloto era composto por um equalizador, seguido de um decantador de palhetas (fluxo ascendente) o qual era responsável pelo abastecimento de 3 séries de lagoas de estabilização, construídas em caixas d'água de cimento amianto e com volumes de acordo com os tempos de detenção hidráulico, conforme a figura ( 4.1,4.2 e 4.3 )

##### Equalizador:

Construído em alvenaria com volume de 6 m<sup>3</sup>, cuja função é armazenar os dejetos provenientes da criação de suínos em ciclo completo da Unidade Experimental de Tratamento de Dejetos de Suínos (UNETDS). Através de um bomba peristáltica, submersa, fazia-se a homogeneização dos dejetos que

eram conduzidos a uma Caixa d'água com volume de  $3 \text{ m}^3$ , para serem conduzidos através da gravidade até o decantador de palhetas.

#### Decantador de Palhetas:

Construído em alvenaria com divisórias para a alteração do fluxo líquido, foi dimensionado pelo modelo proposto por Weller & Williers, avaliado por Costa et al. (1995) e funciona como um tratamento primário separando a parte sólida da líquida, pois diminui a carga orgânica na fração líquida dos dejetos, o que aumenta a eficiência dos processos subsequentes e valoriza o material resultante (lodo) para o uso como fertilizante orgânico. Este decantador possui as seguintes características: três divisórias internas e uma caixa para equalização do líquido de saída, uma superfície de  $5,65 \text{ m}^2$ , com 4,35 m de comprimento; 1,30 m de largura; 1,30 m de profundidade máxima e 0,40m de profundidade mínima.

#### Lagoas (piloto) –

Construídas em caixas d'água de cimento amianto e com volumes de acordo com os tempos de detenção hidráulico, com vazão de 20 L/d, apresentavam fluxo hidráulico aproximando-se a reatores de mistura completa, arranjados em 3 séries de lagoas, conforme características apresentadas nas tabelas 4.1, 4.2 e 4.3:

**Sistema 1** - (testemunho) foi reproduzido em escala piloto as condições operacionais desenvolvidas pela UFSC/EMBRAPA-CNPSA e otimizadas por Medri (1997), composto por

Tabela 4.1. Características físicas das lagoas piloto que compõem o sistema 1

<b>Lagoa</b>	<b>TDH</b>	<b>Volume</b>	<b>Área Superficial</b>
Anaeróbia (LA-35)	35 dias	700 litros	1,6 m <sup>2</sup>
Anaeróbia (LA-46)	46 dias	920 litros	1,6 m <sup>2</sup>
Facultativa (LF-24)	24 dias	480 litros	1 m <sup>2</sup>
Aguapé (LAG-15)	15 dias	300 litros	1 m <sup>2</sup>
Total	120 dias	-	-

## **Sistema 2 –**

Tabela 4.2. Características físicas das lagoas que compõem o sistema 1

<b>Lagoa</b>	<b>TDH</b>	<b>Volume</b>	<b>Área Superficial</b>
Anaeróbia (LA-35)	35 dias	700 litros	1,6 m <sup>2</sup>
Anaeróbia (LA-30)	30 dias	600 litros	1,6 m <sup>2</sup>
Facultativa (LF-20)	20 dias	400 litros	1 m <sup>2</sup>
Facultativa (LF-15)	15 dias	300 litros	1 m <sup>2</sup>
Maturação (LM-7)	7 dias	140 litros	1 m <sup>2</sup>
Total	107 dias	-	-



### Sistema 3

Tabela 4.3. Características físicas das lagoas que compõem o sistema 3

Lagoa	TDH	Volume	Área Superficial
Anaeróbia (LA-30)	30 dias	600 litros	1,6 m <sup>2</sup>
Anaeróbia (LA-20)	20 dias	400 litros	1,6 m <sup>2</sup>
Facultativa (LF-15(1))	15 (1) dias	300 litros	1 m <sup>2</sup>
Facultativa (LF-15(2))	15 (2) dias	300 litros	1 m <sup>2</sup>
Maturação (LM-7)	7 dias	140 litros	1 m <sup>2</sup>
Total	87 dias	-	-

#### 4.2. Alimentação dos sistemas

Na primeira etapa de funcionamento dos sistemas, o abastecimento ocorria a cada três dias, sendo colocado 60 litros em cada sistema, o que corresponderia a 20 litros diários, esta alimentação era realizada nas primeiras horas da manhã e apresentava fluxo intermitente, sendo que os dejetos oriundos da Unidade Experimental (UNETDS) eram conduzidos por gravidade até uma caixa equalizadora, após, através de uma bomba peristáltica submersa, os dejetos eram enviados até uma caixa de homogeneização, onde, também, por gravidade passavam para um decantador de palhetas, sendo que deste decantador eram enviados a uma caixa dosadora da qual eram distribuídos os dejetos para os sistemas.

Na segunda etapa de experimentação, a alimentação dos sistemas sofreu modificações com relação a frequência de abastecimento, esta passou a ser realizada diariamente e o volume abastecido era de 20 litros de dejetos para cada sistema, esta alimentação era realizada através de galões graduados, o restante da metodologia foi igual para as duas etapas.

### 4.3. Coleta e análise de amostras

As amostras eram coletadas e acondicionadas em frascos plásticos de 1000 ml. Sendo que as coletas eram realizadas quinzenalmente nas entradas e saídas de cada lagoa, eram então enviadas ao laboratório de análises físico-químicas, onde determinava-se os seguintes parâmetros: Demanda Química de Oxigênio Total (DQOt), Demanda Química de Oxigênio filtrado (DQOf), Fósforo Total (PT), Fósforo filtrado (Pf) Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Sólidos Totais (ST), Sólidos Fixos (SF), Sólidos Voláteis (SV), de acordo com os métodos estabelecidos pelo "Standard Methods" (APHA – AWWA – WEF, 1992).

As análises de parâmetros filtrados (DQOf e Pf), eram realizadas através de filtros com porosidade  $2\mu$ , os restante dos procedimentos seguiam as recomendação do "Standard Methods" (APHA – AWWA – WEF, 1992).

Para análise de Coliformes Fecais (CF), foi utilizado amostras do efluente das primeiras lagoas de cada sistema (lagoas anaeróbias) e amostras das últimas lagoas de cada sistema (aguapé ou maturação), tal análise era realizada através da diluição em placas de petrifilm EC (3M do Brasil, S.A), os resultados são expressos em unidades formadoras de colônias por mililitro (UFC/ml) e transformados (UFC/100ml).

Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) e potencial hidrogeniônico (pH) eram determinados "*in loco*", no ato da coleta (quinzenalmente), através do aparelho pHmeter Hanna, de leitura direta, modelo HI 8314. Porém, a partir de novembro de 1999, passou-se a realizar medidas uma vez por semana no início da tarde a profundidade 10 cm.

Parâmetros como Oxigênio Dissolvido (OD) e Potencial redox, foram medidos esporadicamente, pois o aparelho de leitura direta apresentava muitos problemas.

#### 4.4. Análise e apresentação dos resultados

As constantes de degradação biológica(k), expressa em DQOt, foram calculadas para todas as lagoas de estabilização dos três sistemas, baseando-se em uma cinética de primeira ordem e admitindo-se modelo de mistura completa. Através da seguinte fórmula

$$K_{\text{médio}} = ((S_o/S_{1eq})-1)/TDH$$

Onde:

$S_o$  = média das concentrações de entrada, durante equilíbrio do sistema (mg/l)

$S_{1eq}$  = Média das concentrações de saída em equilíbrio (mg/l)

TDH = Tempo de detenção hidráulico (dias)

As concentrações máximas, médias e mínimas; as médias das eficiências e cargas orgânicas volumétricas e superficiais foram calculadas a partir do momento que cada sistema entrou em estabilização.

Os resultados obtidos foram trabalhados com auxílio do software EXCEL 97 e plotados em gráficos e tabelas, para melhor visualização.

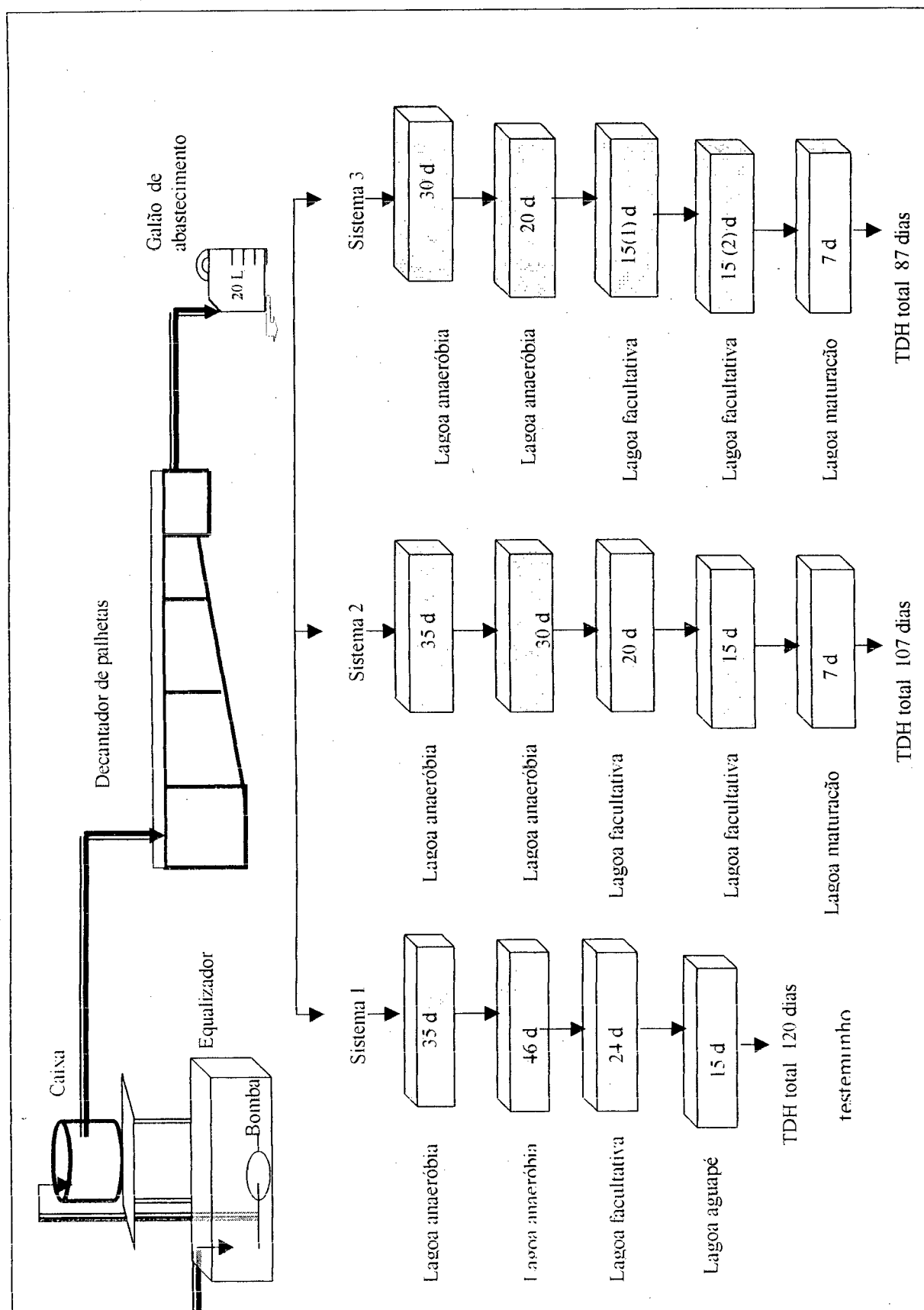


Figura 4.1. Esquema dos Sistemas Pilotos para tratamento de dejetos de suínos



Figura 4.2. Sistemas piloto de lagoas de estabilização, usado na pesquisa.



Figura 4.3. Sistemas pilotos, detalhe – sistema de isolamento térmico e cobertura das lagoas



## **CAPÍTULO 05**

### **5. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

#### **5.1. Avaliação do afluente dos sistemas de lagoas de estabilização piloto**

Os valores obtidos para as concentrações afluentes para os parâmetros: DQOt, DQOf, NT, Pt, Pf, ST, SF e SV, durante o período de experimentação, estão apresentados nos gráficos 5.1 e 5.2, respectivamente.

É possível observar nestas figuras uma variação das concentrações de parâmetros afluentes nos sistemas ao longo do período de amostragem, esta variação pode estar associada a contribuição da lavagem geral das instalações de criação dos suínos, que podem ter contribuído no aumento ou diminuição das concentrações, devido a maior ou menor diluição. Esta inconstância no afluente pode influenciar no tratamento dos dejetos gerando, por exemplo, as cargas de “choque”, concentrações muito acima da que os microrganismos do meio costumam ser daptados.

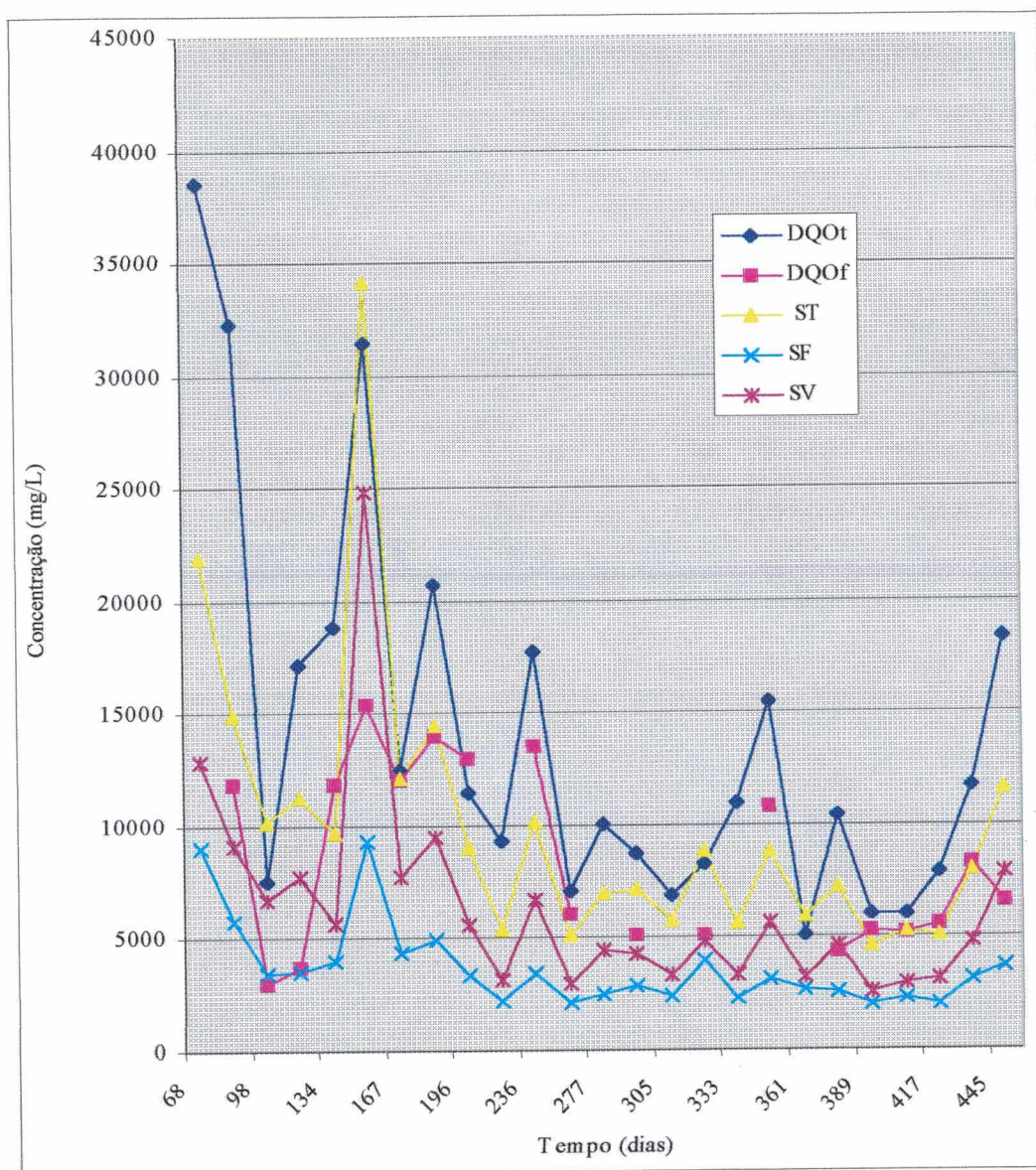


Figura 5.1. Variação do afluente nos sistemas estudados: DQOt, DQOf, ST, SF, SV, de acordo com o tempo experimental.



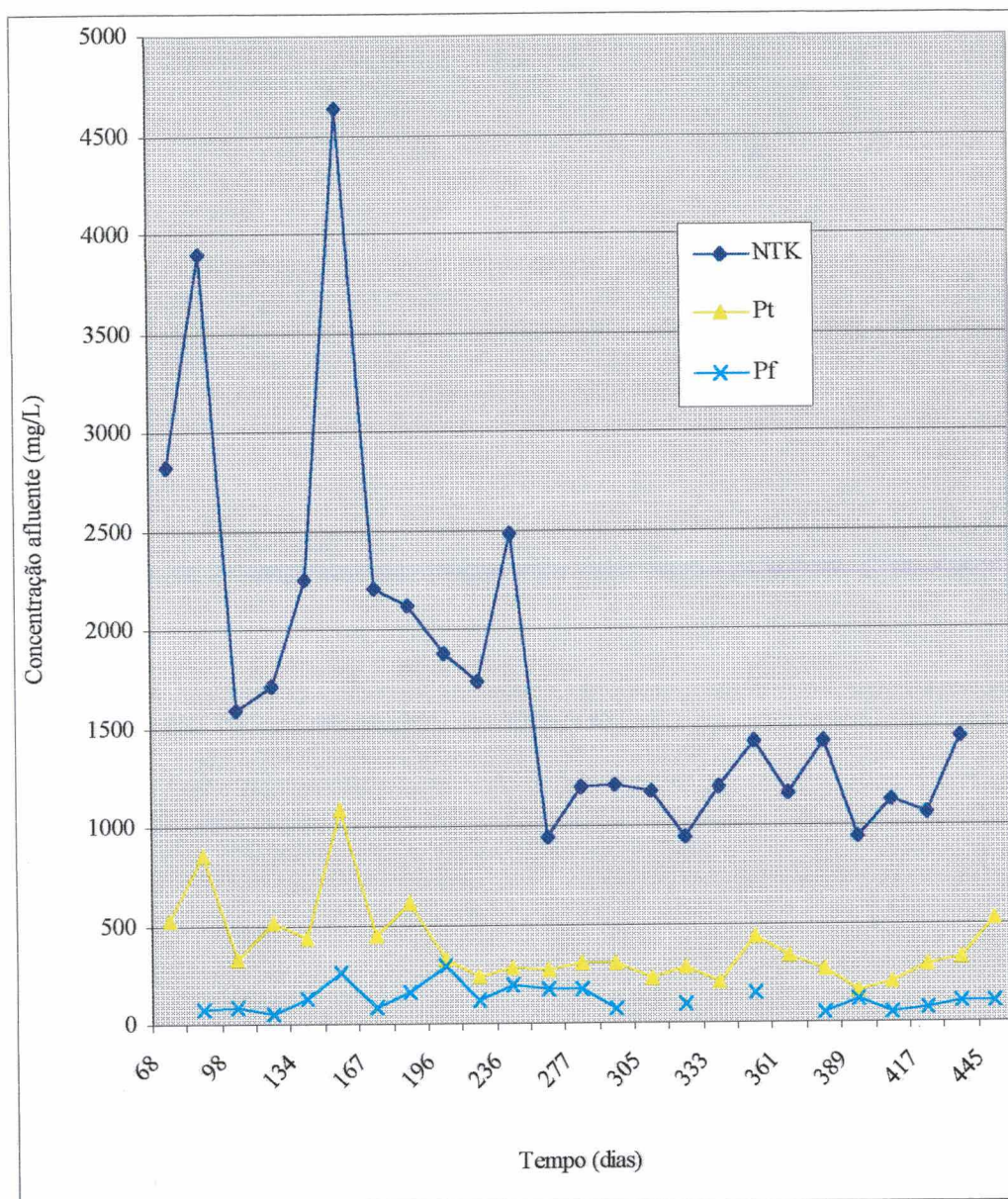


Figura 5.2. Variação do afluyente nos sistemas estudados: NTK, PT, Pf de acordo com o tempo experimental.

Na tabela 5.1. estão apresentadas as concentrações máximas, médias e mínimas de parâmetros afluentes, obtidas durante o período de amostragem nos sistemas estudados.



Tabela 5.1. Variação das características do afluente das lagoas do sistema de lagoas de estabilização piloto (mg/L).

<b>Parâmetros</b>	<b>Máximo</b>	<b>Média</b>	<b>Mínimo</b>
DQOt	38550	14055	5100
DQOf	15450	8478	3010
NT	4640	1777	945
PT	1090	397	170
Pf	295	128	55
ST	34148	9997	4622
SF	9356	3666	2025
SV	24792	6331	2594

Comparando os resultados apresentados na tabela 5.1. com os resultados obtidos por Medri (1997) na tabela 5.2., que trabalhou com a mesma série de lagoas, porém, em escala real, para tratamento de dejetos de suínos na EMBRAPA- CNPSA, Concórdia/SC, observa-se, que também este pesquisador obteve grande variação nas concentrações afluentes, e que os valores encontrados neste trabalho foram semelhantes, o que garante uma maior segurança na comparação dos resultados.

Tabela 5.2. Características dos dejetos utilizados por Medri (1997)

<b>Parâmetros</b>	<b>Máximo</b>	<b>Média</b>	<b>Mínimo</b>
DQOt	47200	15153	4570
NT	3931	1825	850
PT	896	391	70
ST	26660	9950	3788
SF	14839	4056	577
SV	21127	5894	1670

## 5.2. Avaliação dos sistemas de Lagoas de Estabilização para tratamento de Dejetos de Suínos

### 5.2.1. Demanda química de oxigênio total (DQO t)

#### Sistema 1

Através da figura 5.3. é possível verificar o comportamento da DQOt no sistema 1 ao longo do período de amostragem. Este sistema começou a estabilizar a partir dos 277 dias de amostragem, sendo que a DQOt reduziu de 9.729 mg/L (afluente) para 703 mg/L (efluente) (ver anexo III, Tabela III.1), correspondendo a uma redução total de 93% (anexo IV, tabelas IV.1 e IV.2). É importante ressaltar que estes valores são médios, e foram calculados a partir da estabilização do sistema.

Esta redução pode ser considerada significativa, porém, os efluentes necessitarão de tratamento complementar, afim de se enquadrar dentro dos Padrões de Emissões de Despejos em Corpos de Água, estabelecido pela Legislação Ambiental de Santa Catarina, Decreto 14.250 de 05/06/81, que determina: “...as concentrações máximas permissíveis para lançamento de despejos nos corpos de água receptores seja de 60 mg/L, ou redução da carga poluidora em termos de  $DBO_5$  em no mínimo 80% e não conferir ao corpo receptor características em desacordo com os critérios e padrões de qualidade da água para a classe na qual esse está enquadrado.” É importante ressaltar que a relação  $DBO_5 / DQOt = 0,5$  (Silva & Mara, 1979).

Medri (1997) verificou uma redução de DQOt na ordem de 98%, para a mesma série de lagoas, com os mesmos TDH (125 dias), em escala real. Este melhor resultado encontrado por Medri, pode dever-se ao fato do autor ter trabalhado com lagoas em escala real. Neste estudo, trabalhou-se com lagoas piloto com volume reduzido em comparação ao sistema de Medri, portanto, o



sistema piloto está mais sujeito à interferências das condições ambientais (evaporação, variação da temperatura, insolação e outros).

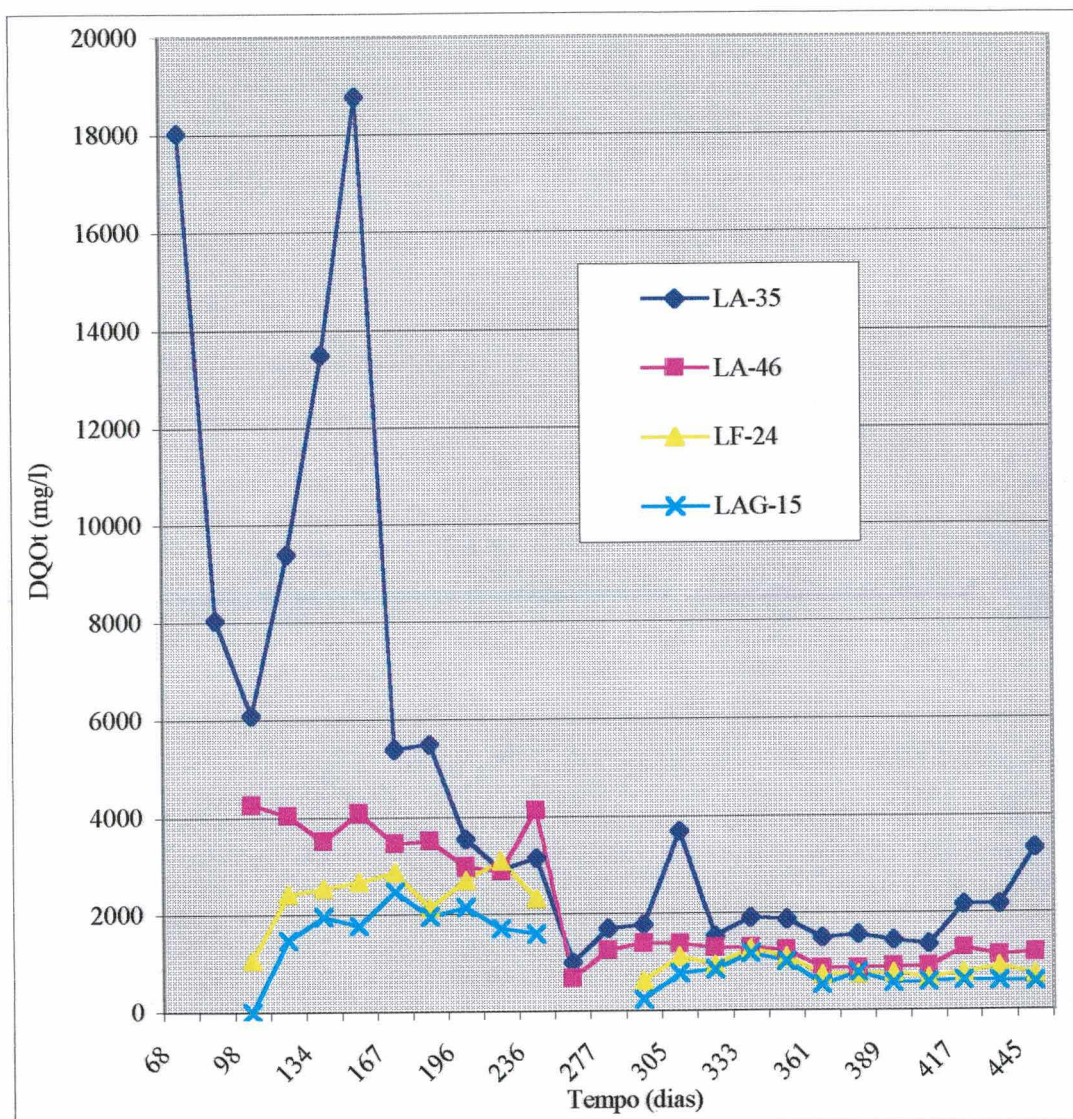


Figura 5.3. Variação da DQOt efluente no sistema 1

Uma análise de cada lagoa que compõe o sistema 1 (Tabela III.1, anexo III), mostra que na lagoa anaeróbia, LA-35, a DQOt efluente foi de 2.239 mg/l, com uma redução de 77%. À segunda lagoa anaeróbia, LA-46, apresentou uma DQOt efluente de 1.158 mg/L, representando uma redução de 48%. A lagoa facultativa, LF-24, produziu um efluente com 872 mg/L de DQOt, com redução de 25%. Finalmente, a lagoa de aguapé, LAG-15,

produziu um efluente com 703 mg/L, apresentando uma redução de 19%. Desta forma, este sistema apresentou uma eficiência global de 93%

A lagoa anaeróbia LA-35, foi a mais eficiente na remoção de DQOt, seguida da LA-46. Já as lagoas facultativas apresentaram baixa remoção. Este comportamento é esperado, pois a maior remoção da fração carbonácea dos resíduos orgânicos ocorre por processos anaeróbios e por sedimentação (Henze & Harremès, 1982) e Oleszkiewicz & Koziarski (1986). A baixa eficiência da segunda lagoa anaeróbia (LA-46), em relação a primeira (LA-35), pode dever-se a resistência à biodegradação da poluição carbonácea remanescente da LA-35. Medri (1997) observou comportamento semelhante.

Medri (1997) obteve uma redução de 78%, 56%, 46% e 58% respectivamente, na lagoa anaeróbia1; lagoa anaeróbia 2; lagoa facultativa e lagoa de aguapé, resultando em uma eficiência total do sistema de 98%.

As cargas orgânicas volumétricas e superficiais aplicadas e as constantes de degradação de primeira ordem, com relação a DQOt, durante o período de estabilização, obtidos no sistema 1, bem como, os valores obtidos por Medri (1997) com trabalho semelhante, estão apresentadas na tabela 5.3..

Tabela 5.3. Cargas volumétricas aplicadas –  $C_v$  (kgDQOt/m<sup>3</sup>.d), cargas superficiais aplicadas –  $C_s$  (kgDQOt/ ha.d), constantes de degradação -  $K$  (d<sup>-1</sup>) e temperaturas (°C) de cada período no sistema 1 em comparação aos resultados obtidos por Medri (1997)

Sistema 1 lagoas	Resultados deste trabalho				Trabalhos de Medri (1997)			
	T	$C_s$	$C_v$	K	T	$C_s$	$C_v$	K
LA -35	13 a 26	1216	0,28	0,096	21,6	7360	0,433	0,102
LA - 46	14 a 27	280	0,05	0,020	20,6	1569	0,071	0,028
LF - 24	17 a 31	232	0,05	0,014	19,8	531	0,063	0,036
LAG - 15	17 a 29	174	0,06	0,016	22,1	350	0,044	0,069



É possível verificar que o valor da constante de degradação varia de lagoa para lagoa, tanto nos resultados deste trabalho, como nos de Medri, e que as maiores taxas de remoção da DQO ocorreram nas lagoas anaeróbias, pois quanto mais elevada a concentração da DQOt no meio, maior a remoção. Medri trabalhou com cargas mais elevadas de DQOt e obteve maiores valores com relação a  $C_v$ ,  $C_s$  e  $K$  e eficiência de remoção de 98%. Em compensação, o sistema analisado apresentou uma remoção média de 93%. É importante ressaltar que, por se tratar de um experimento em escala piloto, as influências sobre parâmetros como, pH, temperatura, incidência solar, evaporação, ventos, e outros, apresentam grande significância nos resultados.

A interferência do pH e temperatura sobre os parâmetros será discutida nos itens 5.1.2.10 e 5.1.2.11, respectivamente, neste capítulo.

## **Sistema 2**

Na figura 5.4. Observar-se o comportamento da DQOt ao longo do período de amostragem, para o sistema 2. Este sistema apresentou maior instabilidade, quando comparado ao sistema 1, sendo a estabilização alcançada em torno dos 277 dias de amostragem. As concentrações médias afluentes e efluentes após a estabilização foram respectivamente 9.729 mg/L e 951 mg/L de DQOt. A eficiência de remoção do sistema foi de 90%, sendo semelhante ao sistema 1 (93%) (anexo IV, tabelas IV. 1 e IV.2)

Analisando cada lagoa que compõe o sistema 2, observa-se que a LA - 35 recebeu uma concentração média afluente de 9.729 mg/L e produziu um efluente com 2.135 mg/L, e eficiência de remoção de 78%. Estas concentrações afluentes e efluentes são muito semelhantes às observadas na LA-35 do sistema 1, justificando-se pelo fato de ambas as lagoas possuírem o mesmo TDH e receberem a mesma carga orgânica.

Já a lagoa LA-30 produziu um efluente com 1.443 mg/L de DQOt, eficiência de remoção de 32%. Esta eficiência foi menor que a observada na 2ª lagoa anaeróbia do sistema 1 (48%).

A lagoa facultativa LF-20 produziu um efluente com 1.124 mg/L de DQOt, correspondendo a 22% de eficiência. Esta eficiência é semelhante a observada no sistema 1 (25%), porém, a lagoa facultativa do sistema 2 possui apenas 20 dias de TDH, enquanto a do sistema 1 possui 24 dias, caracterizando um bom desempenho da lagoa facultativa do sistema 2.

Na seqüência, a lagoa facultativa LF-15 produziu um efluente com 1.026 mg/L de DQOt, eficiência de 9%, uma baixa eficiência se comparado com a lagoa LAG-15 do sistema 1 (19%). E finalmente a lagoa de maturação produziu um efluente com 951 mg/L, eficiência de 7%.

É possível observar que as lagoas anaeróbias, principalmente a primeira, foram as mais eficientes na remoção da carga carbonácea expressa em DQOt, comportamento este semelhante ao observado no sistema 1. Outra observação importante é que a eficiência total do sistema 2 é semelhante ao sistema 1, já que o mesmo possui um TDH total de 107 dias e o sistema 1 120 dias, indicando que é possível reduzir o TDH nos projetos, aumentando-se as cargas orgânicas aplicadas e reduzindo-se assim, a área necessária para a construção das lagoas .



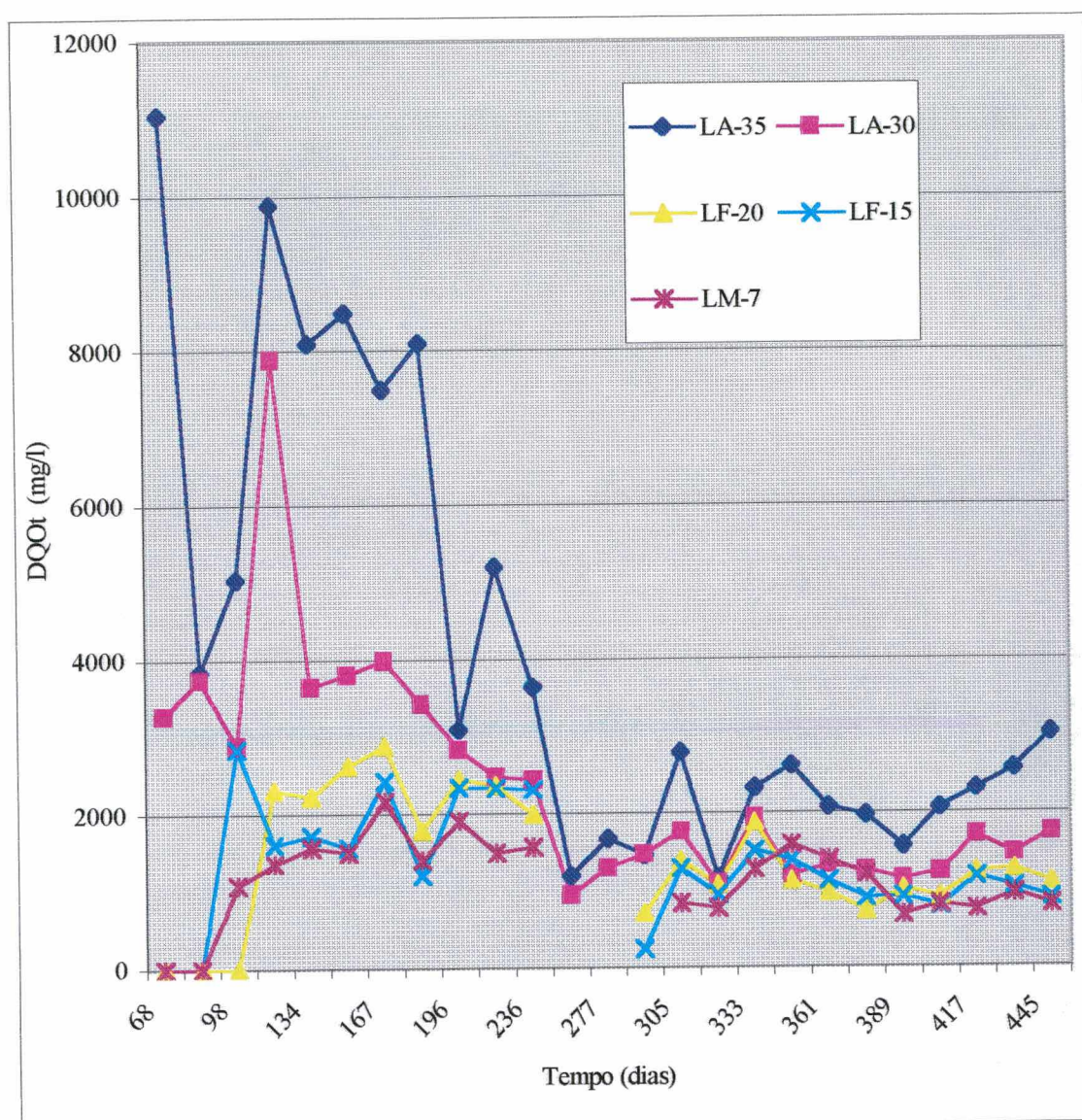


Figura 5.4. Variação da DQOt efluente no sistema 2

### **Sistema 3**

O sistema 3 (figura 5.5), foi o mais estável, com relação as variações das concentrações de DQOt, quando comparado com os demais sistemas. As maiores variações ocorreram durante o período de aclimação, que durou até 277 dias de amostragem. Após este período, as variações nas concentrações foram muito pequenas, mostrando uma eficiência de remoção de 92% (anexo

IV, tabela IV.1 e IV.2).. A DQOt média afluyente foi de 9.729 mg/L e a efluente 783 mg/L (tabela III.1, anexo III).

As lagoas que compõem o sistema 3 apresentaram os seguintes comportamentos: lagoa LA-30, com uma DQOt efluente de 1.756 mg/L, eficiência de 82 % de remoção. Apesar desta lagoa possuir um TDH menor (30 dias) do que as 1ª lagoas dos sistemas 1 e 2 (35 dias), ela apresentou melhor eficiência na remoção da carga carbonácea.

A 2ª lagoa do sistema 3 (LA-20), produziu um efluente com 1.327 mg/L de DQOt, correspondendo a 24% de eficiência de remoção. Esta lagoa apresentou a menor eficiência das 2ª lagoas dos três sistemas, porém, possui um TDH de 20 dias, enquanto sistema 1 - 46 dias e sistema 2 - 30 dias. Este menor TDH, aliado a boa eficiência da 1ª lagoa LA-30, contribui com uma menor concentração da DQOt remanescente e uma matéria orgânica mais resistente a biodegradação.

A lagoa facultativa LF-15(1) produziu um efluente com 1.150 mg/L, removendo 13% da DQOt. Já a segunda facultativa LF-15(2), produziu um efluente com 926 mg/L, com uma eficiência de 20%. A lagoa de maturação LM-7, produziu um efluente com 783 mg/L, correspondendo a 15% de eficiência de remoção.

As lagoas facultativas e de maturação do sistema 3 apresentaram-se mais eficientes que as do sistema 2, mesmo possuindo um TDH menor, indicando que o sistema 3 apesar do possuir 87 dias de TDH é o melhor sistema na remoção da DQOt

As eficiências observadas nas lagoas facultativas e de maturação dos três sistemas podem ser consideradas baixas, pois, os efluentes apresentam cargas orgânicas acima de 700 mg/L, a qual necessita de tratamento



complementar afim de atender os padrões da legislação ambiental. Esta baixa eficiência pode dever-se a contribuição algal, pois, segundo Bradley, (1983) as algas representam 50 a 60% da DBO efluente em uma lagoa secundária e 11% em uma lagoa primária. Matheus et al. (1989), citam que as algas podem contribuir com uma quantia significativa de sólidos em suspensão no efluente, os quais são suscetíveis à oxidação química, o que aumenta os valores de DQO efluente.

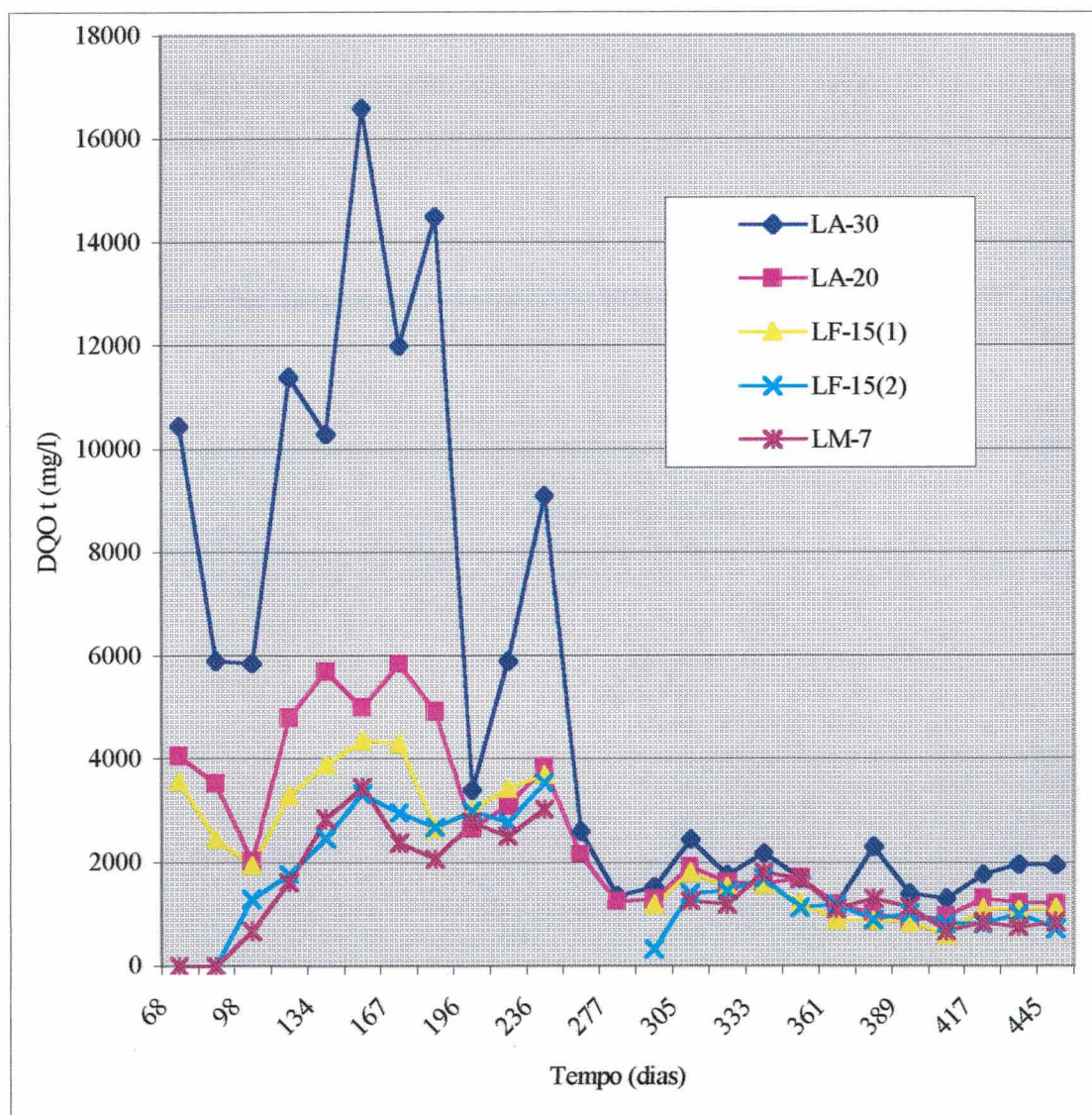


Figura 5.5. Variação da DQOt efluente no sistema 3

Na tabela 5.4 podemos observar o comportamento da DQOt nos três sistemas estudados, com relação a:  $T$  °C,  $C_v$ ,  $C_s$ , e  $K$

Tabela 5.4.  $C_v$  (Kg/m<sup>3</sup>.d),  $C_s$  (kg/ha.d), e  $K$  (d<sup>-1</sup>) de DQOt e a faixa de temperatura (°C) de operação observadas nos sistemas estudados

sistemas	lagoas	T	$C_v$	$C_s$	K	E %
1	LA -35	13 - 26	0,28	1216	0,096	77
1	LA - 46	14 - 27	0,05	280	0,020	48
1	LF - 24	17 - 31	0,05	232	0,014	25
1	LAG - 15	17 - 29	0,06	174	0,016	19
2	LA -35	14 - 27	0,28	1216	0,102	78
2	LA - 30	14 - 27	0,07	267	0,016	32
2	LF - 20	18 - 32	0,07	289	0,014	22
2	LF - 15	18 - 32	0,07	225	0,006	9
2	LM - 7	17 - 31	0,15	205	0,011	7
3	LA - 30	14 - 27	0,32	1216	0,151	82
3	LA - 20	14 - 27	0,09	219	0,016	24
3	LF - 15(1)	17 - 31	0,09	265	0,010	13
3	LF - 15(2)	17 - 31	0,08	230	0,016	20
3	LM - 7	17 - 31	0,13	185	0,026	15

Verifica-se que o sistema 3 apresenta melhores valores de  $C_v$ ,  $C_s$  e  $K$ , quando comparado com os demais, justificando sua melhor eficiência na remoção da DQOt, mesmo recebendo maior carga orgânica e possuindo menor TDH.

### 5.2.2. Demanda química de oxigênio filtrada (DQOf)

#### Sistema1

O comportamento da DQOf efluente, ao longo do período de amostragem no sistema 1 está representado no figura 5.6. e as concentrações médias após a estabilização estão representadas na tabela III.2 do anexo III.



No sistema 1, a estabilização ocorreu em torno dos 319 dias de amostragem, a DQOf afluente média foi de 6.257 mg/L e a efluente 526 mg/L, com eficiência total após a estabilização de 92% (anexo IV, tabelas IV.1 e IV.2). Analisando as lagoas que compõem este sistema, observou-se que a lagoa anaeróbia, LA-35 produziu um efluente com 1.215 mg/L, correspondendo a uma eficiência de 81 %. A segunda lagoa anaeróbia, LA-46, produziu um efluente com 806 mg/L, correspondendo a 34 % de eficiência. Na seqüência, a lagoa facultativa, LF-24, produziu um efluente com 615 mg/L, perfazendo uma eficiência de 24 % . E finalmente a lagoa de aguapé, LAG-15, produziu um efluente com 526 mg/L, e 14 % de eficiência na remoção.

Percebe-se que, semelhantemente a DQOt, a DQOf foi melhor removida na primeira lagoa anaeróbia LA-35 e os valores obtidos foram muito semelhantes (93% e 92% respectivamente). Porém , devido ao uso de filtros de porosidade de  $2\mu$  , muito material orgânico suspenso deve ter passado pelo filtro, pois a porosidade recomendada pelas normas da ABNT é de  $0,45\mu$  (para análises solúveis).

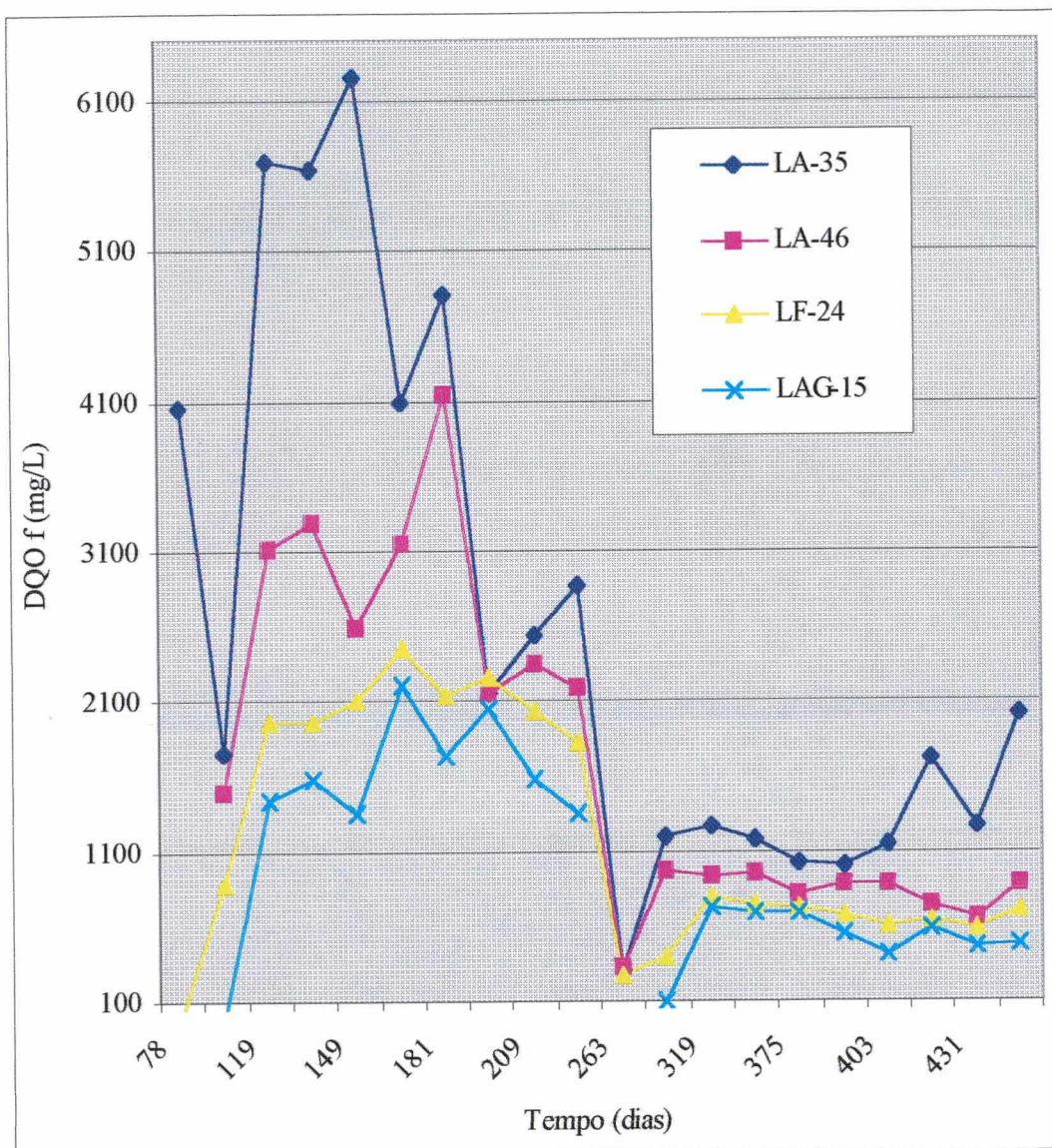


Figura 5.6. Variação de DQO filtrada efluente no sistema 1

## Sistema 2

Na figura 5.7. está representado o comportamento da DQOf efluente, ao longo do período de amostragem no sistema 2, onde verifica-se uma estabilização a partir dos 319 dias., sendo que, as concentrações médias estão representadas na tabela III.2 do anexo III.

No sistema 2, a média afluyente de DQOf foi 6.257 mg/L e produziu um efluente com 582 mg/L, com eficiência total após a estabilização de 91% (anexo IV, tabelas IV.1 e IV.2). Analisando as lagoas que compõem este sistema, observou-se que a lagoa anaeróbia LA-35, produziu um efluente com 1.575 mg/L, correspondendo a uma eficiência de 75%. A segunda lagoa anaeróbia LA-30, produziu um efluente com 1.028 mg/L, correspondendo a 35% de eficiência. Na sequência, a lagoa facultativa LF-20, produziu um efluente com 797 mg/L, perfazendo uma eficiência de 22%. A segunda lagoa facultativa LF-15, produziu um efluente com 720 mg/L, eficiência de 10%. E finalmente a lagoa de maturação LM-7, produziu um efluente com 582 mg/L, e remoção de 19%.

Este sistema apresentou-se semelhante ao sistema 1, em relação a remoção de DQOf, sendo a lagoa LA-35, a mais eficiente (75%). Este comportamento também foi verificado para a DQOt (78%)



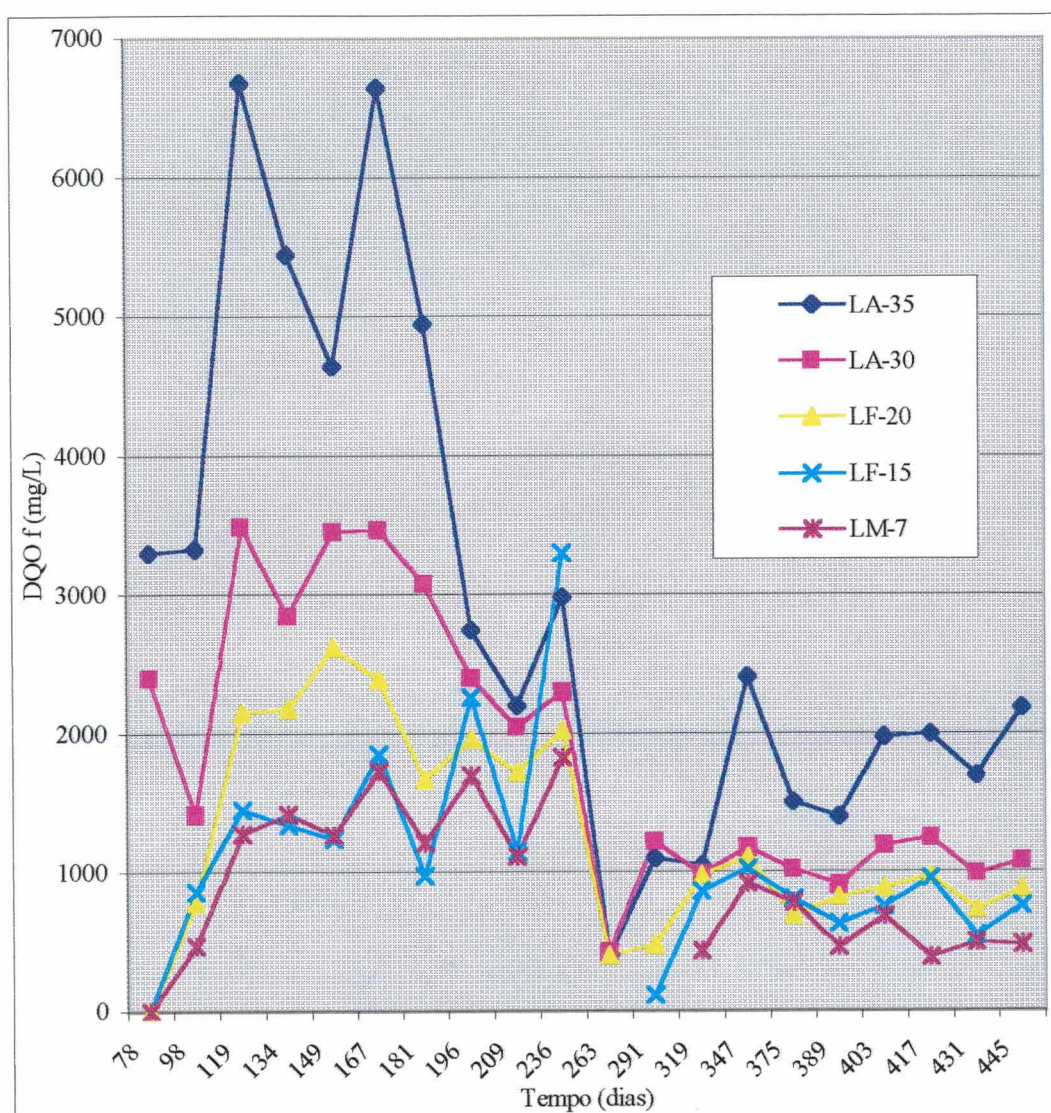


Figura 5.7. Variação de DQO filtrada efluente no sistema 2

### Sistema 3

O comportamento da DQOf efluente, ao longo do período de amostragem no sistema 3 está representado no figura 5.8. e as concentrações médias após a estabilização, ocorrida aos 319 dias, estão representadas na tabela III.2 do anexo III.

A média afluyente de DQOf no sistema 3, foi de 6.257 mg/L e produziu um efluente com 476 mg/L, com eficiência total após a estabilização de 92%, (anexo IV, tabelas IV.1 e IV.2). Analisando as lagoas que compõem este sistema, observou-se que a lagoa anaeróbia LA-30 produziu um efluente com 1.039 mg/L, correspondendo a uma eficiência de 83%. A Segunda lagoa anaeróbia LA-20, produziu um efluente com 826 mg/L, correspondendo a 21% de eficiência. Na seqüência, a lagoa facultativa LF-15 (1), produziu um efluente com 661 mg/L, perfazendo uma eficiência de 20%. A Segunda lagoa facultativa LF-15 (2), produziu um efluente com 567 mg/L, eficiência de 14%. Finalmente a lagoa de maturação LM-7, produziu um efluente com 476 mg/L, remoção de 16%.

Os sistemas 1, 2 e 3 apresentaram-se semelhantes quanto a remoção da DQOf, sendo 92%, 91% e 92% respectivamente



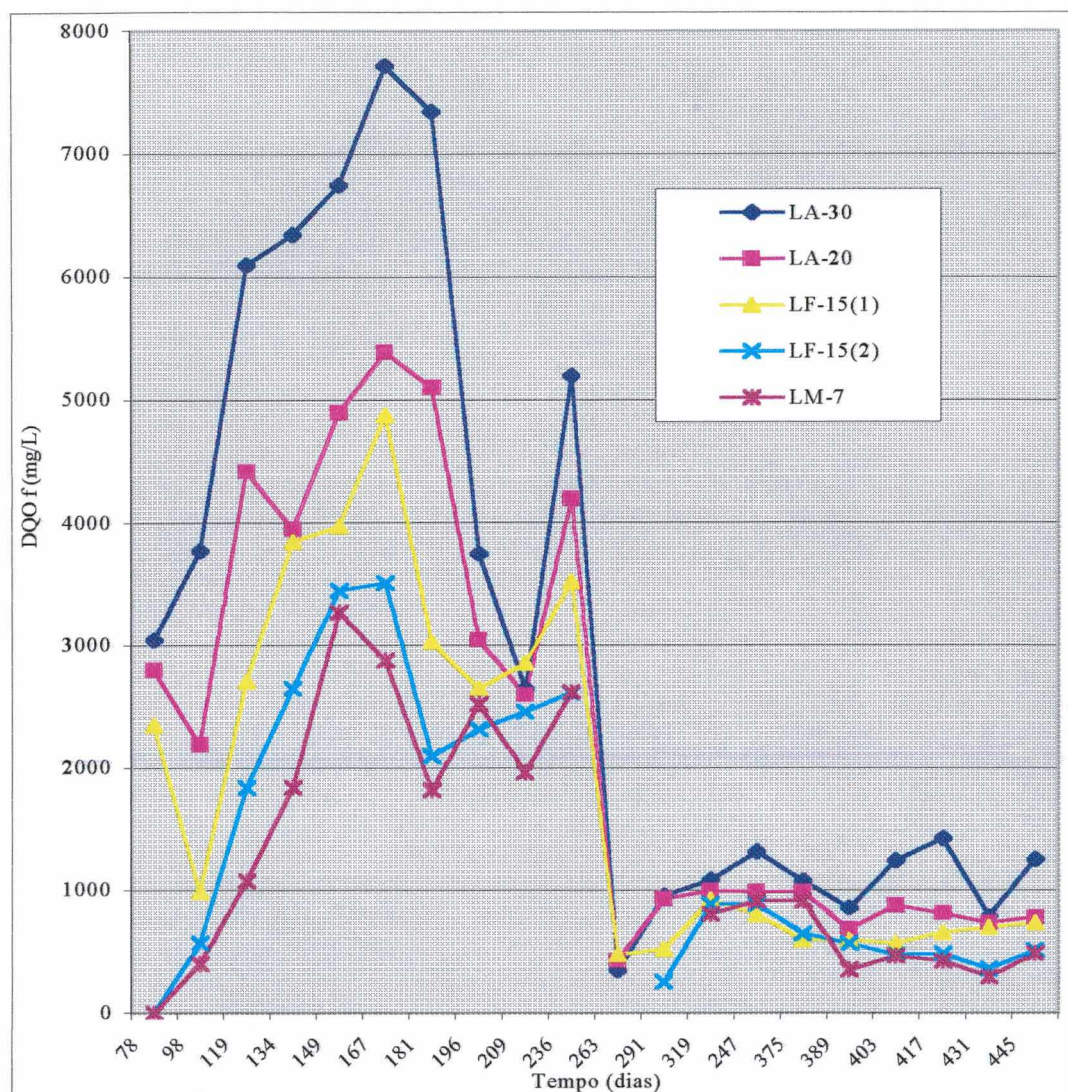


Figura 5.8. Variação de DQO filtrada efluente no sistema 3

Nas tabelas 5.5, 5.6 e 5.7 estão apresentadas as relações médias após a estabilização dos sistemas, entre DQOf e DQOt.

As relações médias observadas no sistema 1 (tabela 5.5), revelam uma maior relação da DQOf/ DQOt a partir da segunda lagoa anaeróbia, o que se mantém na lagoa facultativa e de aguapé, indicando uma maior liquefação dos efluentes nestas lagoas.



Tabela 5.5. Relação média DQOf/DQOt no sistema 1

Lagoas	DQOf	DQOt	relação
LA-35	1215	2239	0,54
LA-46	806	1158	0,70
LF-24	615	872	0,71
LAG-15	526	703	0,75

Na tabela 5.6, observa-se a relação média entre DQOf/DQOt no sistema 2, as lagoas anaeróbias e facultativas, apresentaram-se semelhantes, com uma relação na faixa de 0,70, porém esta relação cai para 0,61 na lagoa de maturação. Esta menor relação pode dever-se a contribuição algal, já que o filtro utilizado apresentava uma porosidade de 2  $\mu$ ,.

Tabela 5.6. Relação média DQOf/DQOt no sistema 2

Lagoas	DQOf	DQOt	relação
LA-35	1575	2135	0,74
LA-30	1028	1443	0,71
LF-20	797	1124	0,71
LF-15	720	1026	0,70
LM-7	582	951	0,61

A relação entre a DQOf/DQOt no sistema 3 está apresentada na tabela 5.7. Observa-se que a primeira lagoa anaeróbia apresentou uma relação um pouco menor (0,59) que a segunda lagoa anaeróbia (0,62), esta relação torna a diminuir na primeira lagoa facultativa, LF-15 (1) (0,57) e torna a subir nas lagoas LF-15 (2) e LM-7 (0,61). Neste sistema a liquefação do meio ocorreu em menor escala que nos sistema 1 e 2, porém as menores relações nas lagoas facultativas e de maturação podem se dever a influência das algas

Tabela 5.7. Relação média DQOf/DQOt no sistema 3

Lagoas	DQOf	DQOt	relação
LA-30	1039	1756	0,59
LA-20	826	1327	0,62
LF-15 (1)	661	1150	0,57
LF-15 (2)	567	926	0,61
LM-7	476	783	0,61

### 5.2.3. Sólidos Totais (ST)

#### Sistema 1

A concentração efluente de ST no sistema 1 (figura 5.9 ) sofreu pouca variação ao longo do período de amostragem, ocorrendo a estabilização do sistema a partir dos 236 dias, conforme tabela III-6 anexo III, a concentração afluente média de ST a partir da estabilização foi de 7.113 mg/L e a efluente 2.792 mg/L, correspondendo a uma eficiência de remoção de 61%. Esta eficiência é considerada baixa, se comparada com a eficiência obtida por Medri (1997), que foi de 92%,

Analizando cada lagoa que compõe o sistema 1, com relação ao parâmetro ST, constatou-se uma eficiência de 43% de remoção na 1ª lagoa anaeróbia LA-35, que produziu um efluente com 4.052 mg/L. A 2ª lagoa produziu um efluente com 3.002 mg/L, 26% de eficiência. Já a 1ª lagoa facultativa LF-24, eliminou um efluente com 2.826, correspondendo a 6% de eficiência. A última lagoa LAG-15, produziu um efluente com 2.792, eficiência de 1%. Fica claro que as lagoas anaeróbias foram as principais responsáveis pela remoção dos ST, no sistema 1. Este comportamento também foi observado por Cazarré (2000) na primeira fase deste trabalho, onde o autor verificou uma eficiência de 57% de remoção.



A eficiência de cada lagoa que compõe o sistema 1 com relação aos ST é muito baixa se comparada com a eficiência obtida por Medri (1997). O autor obteve os seguintes valores: lagoas LA-35 com 52%, LA-46 com 30%, LF-24 com 34% e LAG-15 com 47%.

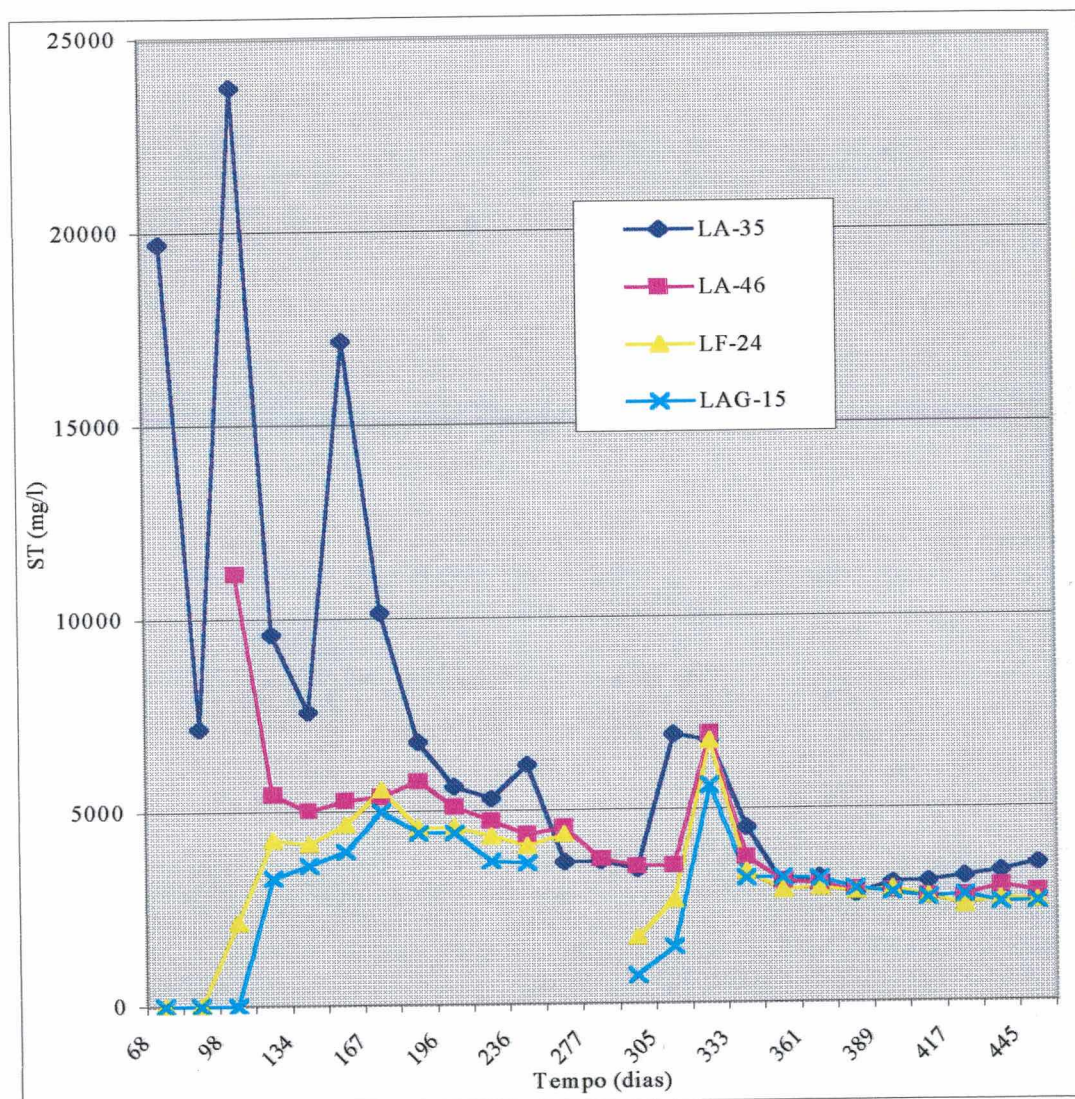


Figura 5.9. Variação do ST efluentes no sistema 1

## **Sistema 2**

Analisando a figura 5.10 verifica-se que o sistema 2 estabilizou em torno dos 236 dias de experimentação, porém sua eficiência média total de remoção dos ST foi menor que a ocorrida no sistema 1, alcançando apenas 59%. Este sistema recebeu um afluente médio após a estabilização de 7.113 mg/L e produziu um efluente com 2.919 mg/L .

Analisando cada lagoa que compõe o sistema 2, observa-se que a lagoa anaeróbia LA-35 produziu um efluente com 4.099 mg/L, e eficiência de 42% na remoção de ST. Já 2ª lagoa anaeróbia LA-30, produziu um efluente com 3.506 mg/L, eficiência de 14%. A lagoa facultativa LF-20, produziu um efluente com 3.203 mg/L, eficiência de 9%. A 2ª lagoa facultativa produziu um efluente com 2.973 mg/L , eficiência de 7% . A última lagoa do sistema 2, lagoa de maturação LM-7, produziu um efluente com 2.919 mg/l, e eficiência de 2%.



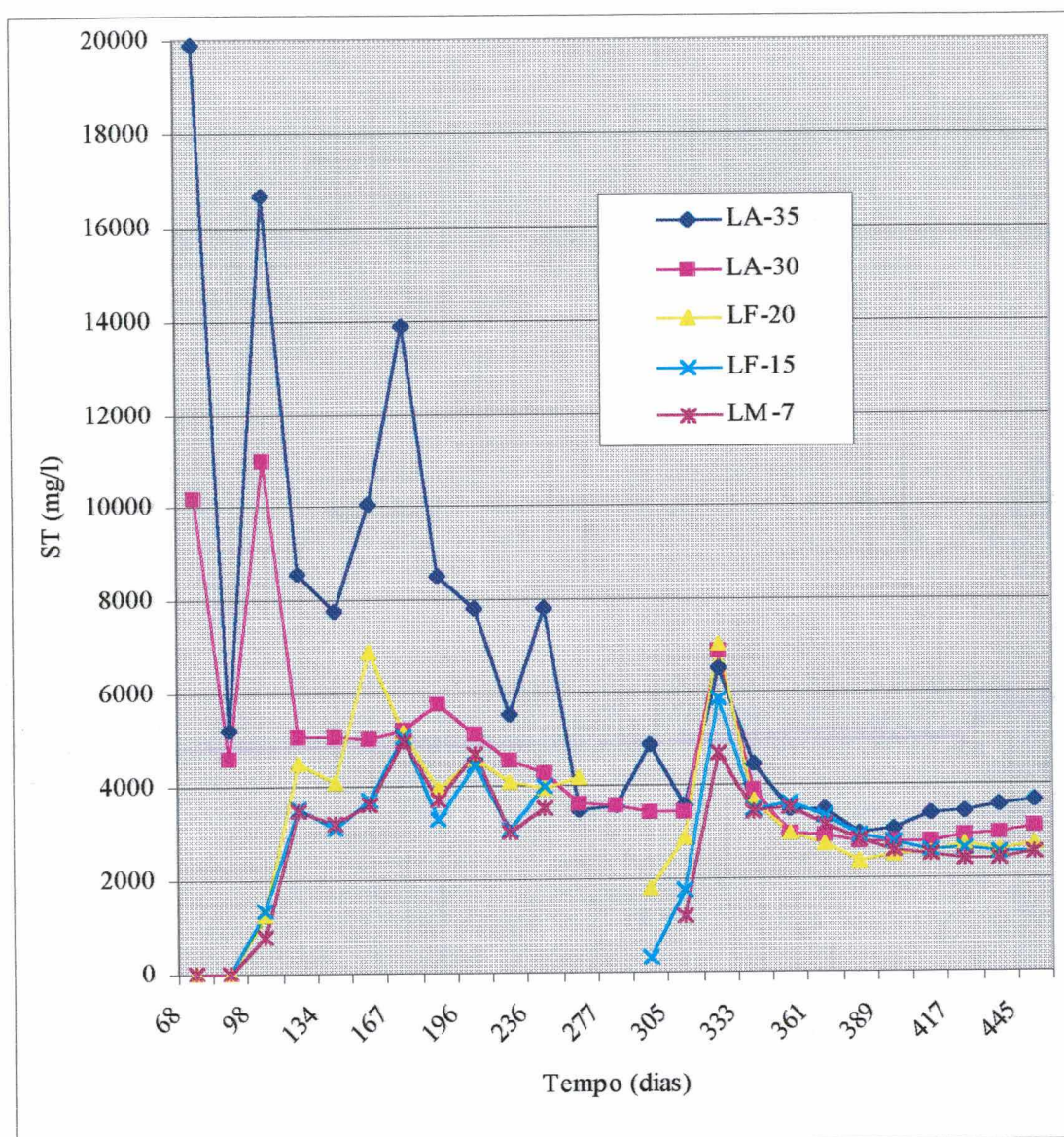


Figura 5.10. Variação do ST efluentes no sistema 2

### Sistema 3

Na figura 5.11, encontra-se expressa a variação das concentrações de ST para o sistema 3, o qual entrou em estabilização após 236 dias de experimentação, recebendo um afluente médio de 7.113 mg/L e produzindo um efluente com 2.735 mg/L, eficiência de 62%, constituindo-se no melhor sistema na remoção de ST, em relação aos demais (sistema 1 - 61% e

sistema 2 - 59%). Esta eficiência é muito baixa se comparada com os resultados obtidos por Medri (1997).

Uma análise individual de cada lagoa que compõe o sistema 3, revela um comportamento semelhante ao dos sistemas 1 e 2, sendo as lagoas anaeróbias, principalmente a primeira, mais eficientes na remoção de ST que as lagoas facultativas e de maturação. Assim, a lagoa anaeróbia LA-30 produziu um efluente com 3.906 mg/L, eficiência de 45%. A 2ª lagoa anaeróbia LA-20, produziu um efluente com 3.222 mg/L, eficiência de 18%. A lagoa facultativa LF-15(1), produziu um efluente com 3.088 mg/L, eficiência de 4%. A 2ª lagoa facultativa LF-15(2), produziu um efluente com 2.884 mg/L, eficiência de 7%, e a última lagoa do sistema 2, LM-7, produziu um efluente com 2.735 mg/L, eficiência de 5%.

Esta baixa eficiência observada nas lagoas facultativas e de maturação nos três sistemas pode dever-se a influência das algas e da evaporação do líquido das lagoas. James (1987) e Matheus et al. (1989), citam que as algas podem contribuir com uma quantia significativa de sólidos em suspensão no efluente, os quais são suscetíveis à oxidação química, o que também pode aumentar os valores de DQO. Matheus et al. (1989) citam ainda, que, em lagoas facultativas onde o tempo de detenção hidráulico é superior a 4 dias, as células de algas representam quase que a totalidade dos sólidos voláteis, portanto, estes baixos valores de ST, devem-se a fração de SV, contida neles.

Outra suposição, é a influência da evaporação da fração líquida dos dejetos contidos nas lagoas, já que os sistemas foram construídos acima do nível do solo, em caixas de amianto de pequeno volume, que sofrem mais as interferências da elevação da temperatura, coincidindo com o período em que os sistemas estabilizaram (janeiro a maio/2000). Neste período, as temperaturas no líquido chegaram a até 32 °C, o que pode tê-lo tornado cada vez mais concentrado. Vale ressaltar que, na tentativa de eliminar os efeitos



da temperatura na evaporação, foram adaptados isolantes térmicos e um sistema de cobertura, os quais estão descritos nos materiais e métodos do capítulo 3. Esta adaptação parece não ter sido suficiente para impedir os efeitos da evaporação.

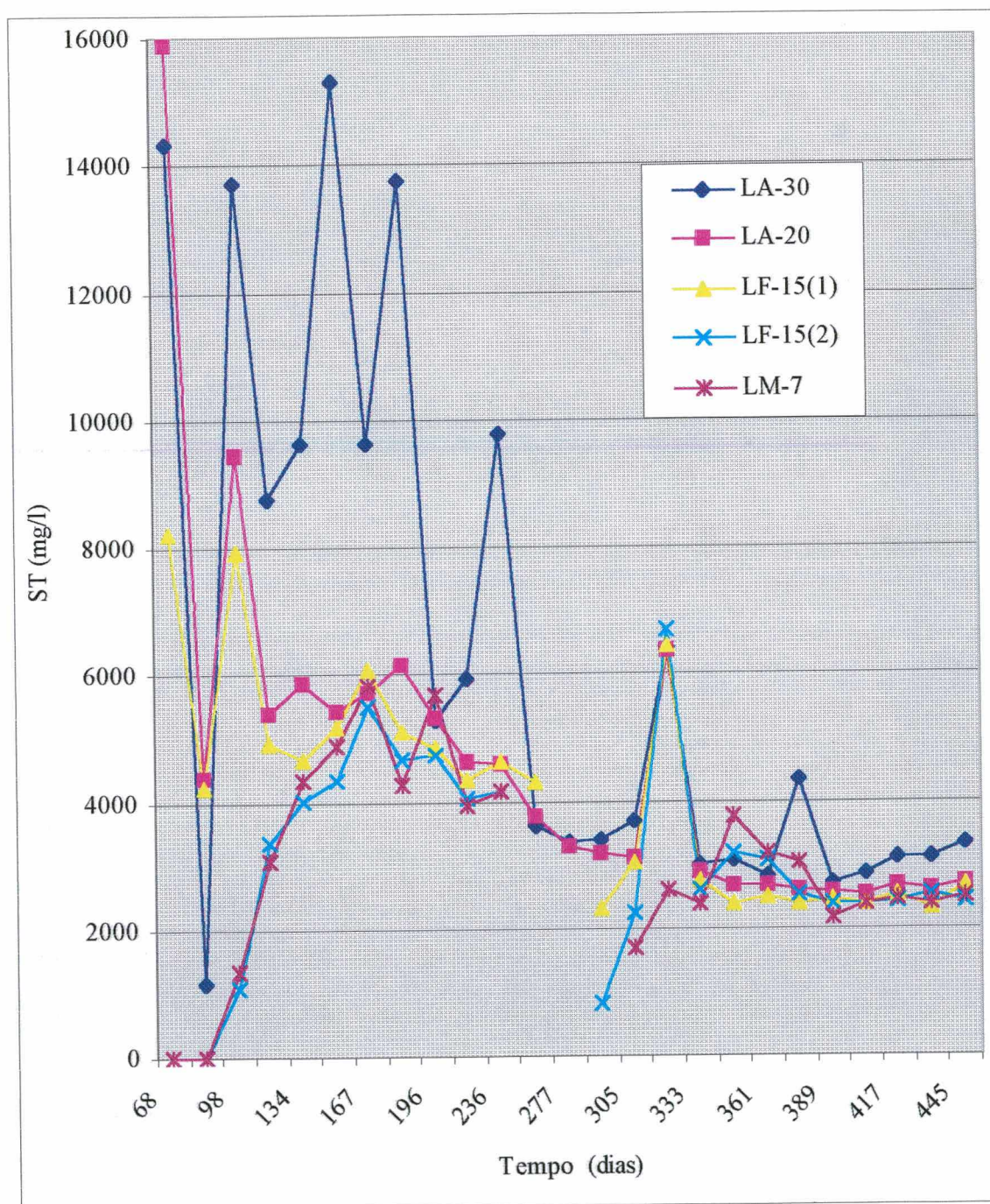


Figura 5.11. Variação do ST no sistema 3



#### 5.2.4. Sólidos Voláteis (SV)

##### Sistema 1

A variação da concentração dos SV no sistema 1 (figura 5.12), mostrou-se instável até os 236 dias de amostragem. A partir deste período o sistema estabilizou, e apresentou uma eficiência média total de 81% na remoção dos SV, recebendo um afluente com 4.348 mg/L de SV e produzindo um efluente com 841 mg/L. Esta eficiência pode ser considerada baixa se compararmos com os resultados obtidos por Medri (1997), que verificou uma eficiência de 95%.

As lagoas que compõem o sistema 1 apresentaram o seguinte comportamento em relação a concentração dos SV: a 1ª lagoa anaeróbia, LA-35, produziu um efluente com 1.584 mg/L, eficiência de 64%. A 2ª lagoa anaeróbia, LA-46, um efluente com 1.051 mg/L de SV, correspondendo 34% de eficiência. Já a lagoa facultativa, LF-24 produziu um efluente com 869 mg/L, eficiência de 17%, e a última lagoa do sistema, a lagoa de aguapé, LAG-15, produziu em efluente com 841 mg/L de SV, eficiência de 3%.

A primeira lagoa anaeróbia, LA-35, foi a mais eficiente na remoção dos SV, e esta remoção vai diminuindo a medida que os dejetos são passados para as lagoas facultativas, LF-24 e LAG-15. Os resultados mostram que os dejetos usados continham um grande teor de matéria orgânica biodegradável, a qual foi degradada quase que totalmente na primeira lagoa anaeróbia, restando uma matéria orgânica mais resistente a biodegradação, rica por exemplo, em lignina. Segundo Van Velsen (1982), a lignina é um complexo aromático tri-dimensional, que retarda a decomposição da celulose, pois sua presença diminui a área superficial penetrável por organismos degradadores de celulose.



Outra possível explicação para a baixa eficiência na remoção dos SV nas lagoas facultativas, é a contribuição algal. Matheus et al. (1989) estudando as correlações entre clorofila, STV e DQO, em lagoa facultativas, verificaram que a maior parte dos sólidos em suspensão são constituídos de algas, uma correlação de Clorofila/STV de  $r = 0,906$ .

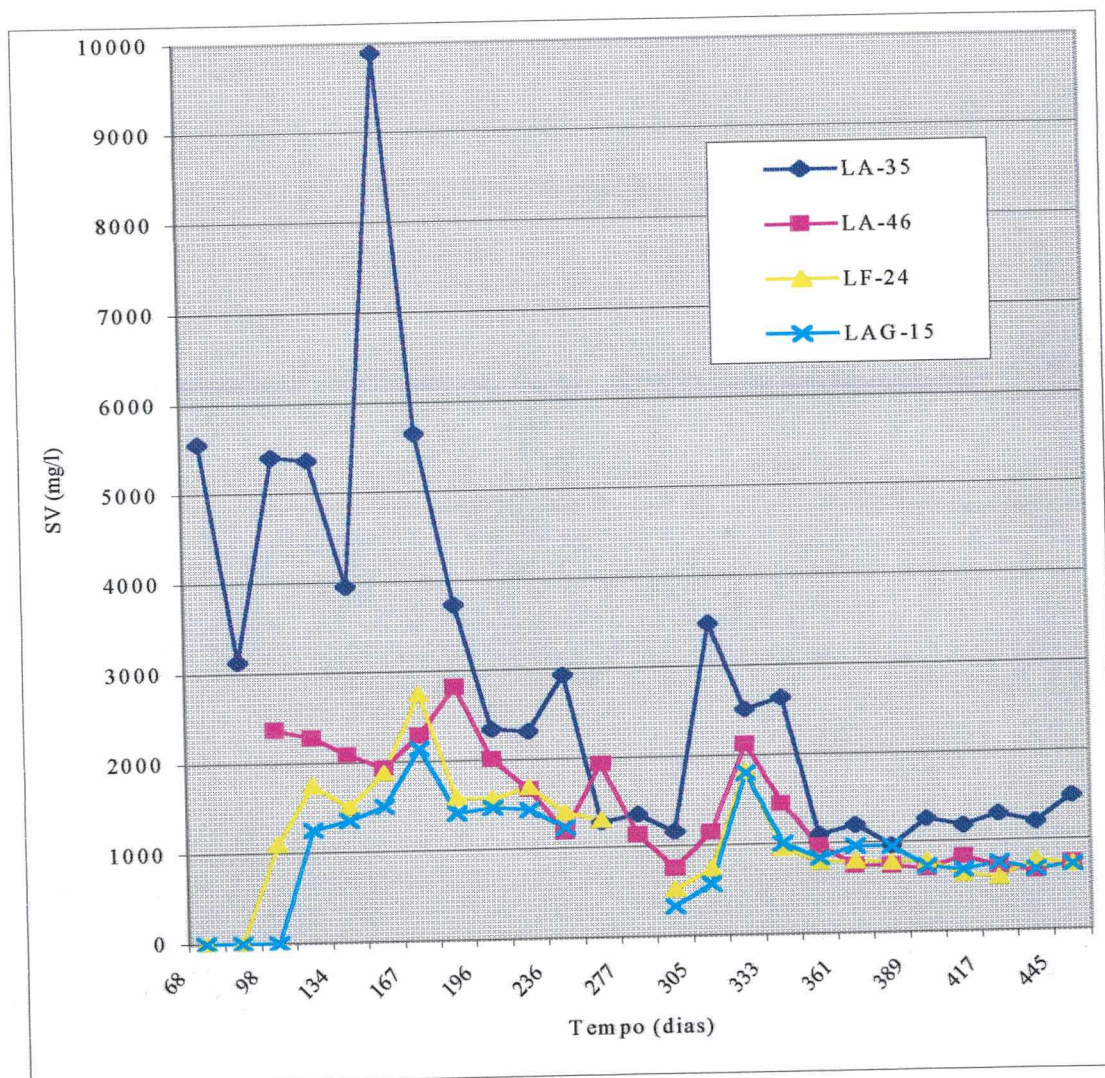


Figura 5.12. Variação dos SV efluente no sistema 1

As eficiências das lagoas facultativas neste trabalho, diferem dos resultados obtidos por Medri (1997) o qual obteve valores superiores : LA-35 , 62%; LA-46, 39%; LF-24, 35 %; LAG-15, 47%.



## Sistema 2

No sistema 2 (figura 5.13), as variações de concentração de SV apresentaram-se semelhantes às ocorridas no sistema 1, ocorrendo a estabilização do sistema em torno dos 236 dias de amostragem, sendo que o sistema recebeu um afluente médio de 4.348 mg/L de SV, e produziu um efluente com 906 mg/L, correspondendo a 79% de eficiência de remoção. Esta eficiência é ligeiramente menor que a observada no sistema 1.

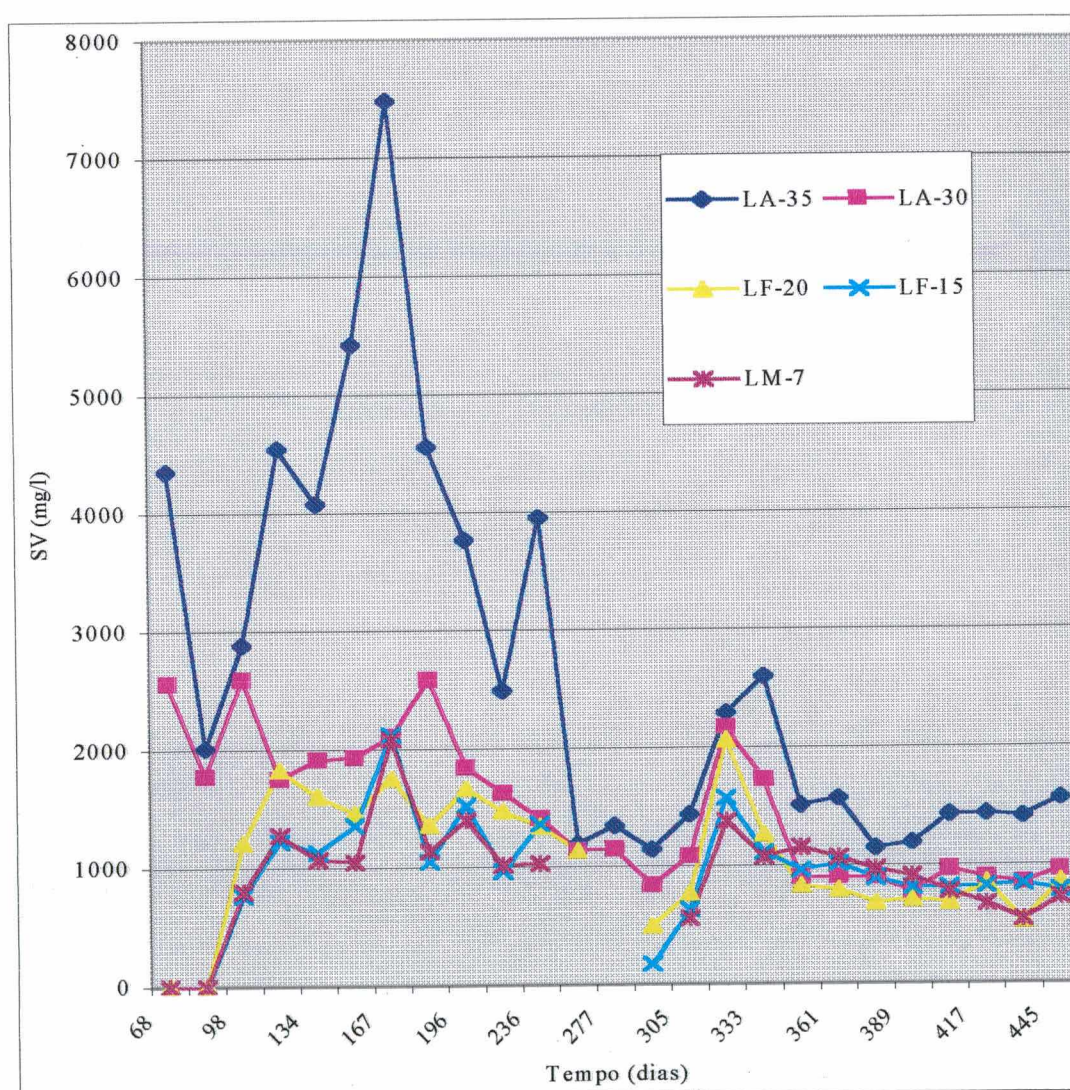


Figura 5.13. Variação dos SV efluentes no sistema 2

As lagoas que compõem o sistema 2 apresentaram um comportamento semelhante ao sistema 1, sendo a lagoa anaeróbia LA-35, a mais eficiente na remoção dos SV. Os valores observados são os seguintes: 1ª lagoa anaeróbia, LA-35, produziu um efluente com 1.683 mg/L, eficiência de 61%. A 2ª lagoa anaeróbia, LA-30, produziu um efluente com 1.113 mg/L, eficiência de 34%. Na sequência, a 1ª lagoa facultativa LF-20, produziu um efluente com 932 mg/L, eficiência de 16%. A 2ª lagoa facultativa, LF-15, produziu um efluente com 909 mg/L, eficiência de 2%. Já a última lagoa, lagoa de maturação, LM-7, produziu um efluente com 906 mg/L, eficiência de 0,3%. Observa-se que as últimas lagoas, LF-15 e LM-7 não removeram SV, comportamento observado no sistema 1, e que provavelmente tenha a mesma justificativa levantada para os resultados obtidos neste sistema, já que autores como Medri (1997) encontraram eficiência de remoção de 35% (LF-24) e 47% (LAG-15).

### **Sistema 3**

O sistema 3 (figura 5.14) comportou-se semelhantemente aos sistemas 1 e 2, com relação a remoção de SV, ocorrendo a estabilização a partir dos 236 dias de amostragem. Este sistema recebeu um afluente médio com 4.348 mg/L e produziu um efluente com 760 mg/L, eficiência de 83% de remoção, sendo, a melhor remoção entre o sistema 1 e 2 (81% e 79%, respectivamente).

A 1ª lagoa anaeróbia, LA-30, produziu um efluente com 1.434 mg/L de SV, eficiência de 67% na remoção dos SV. A 2ª lagoa anaeróbia, LA-20, produziu um efluente com 939 mg/L, eficiência de 34%. Já a 1ª lagoa facultativa, LF-15(1), produziu um efluente com 917 mg/L, eficiência de 2%. A lagoa facultativa seguinte, LF-15 (2) produziu um efluente com 859 mg/L, eficiência de 6%. Finalmente a última lagoa do sistema 3, lagoa de maturação LM-7, produziu um efluente com 760 mg/L, eficiência de 12%.



O sistema 3, foi o mais eficiente dos três sistemas estudados (1, 2 e 3) na remoção de SV, e foi o único a apresentar uma relativa eficiência de remoção na lagoa de maturação. A primeira lagoa anaeróbia, LA-30 foi a melhor lagoa na remoção dos SV.

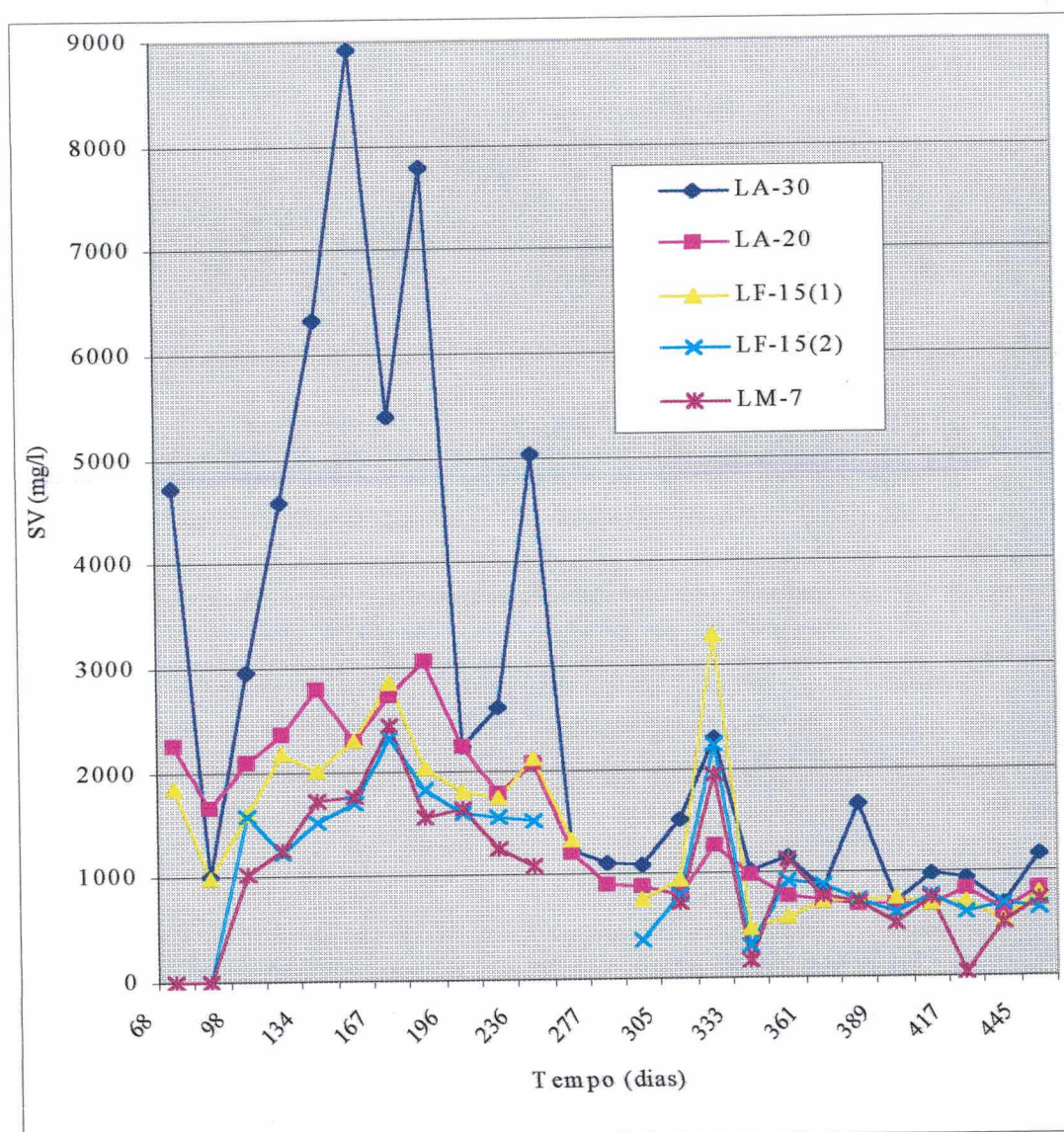


Figura 5.14. Variação do SV efluente no sistema 3

Na tabela 5.8 encontra-se as cargas volumétricas aplicadas e as constantes de degradação, nas lagoas anaeróbias dos sistemas estudados (1, 2 e 3), bem como a faixa de temperatura de operação .

Tabela 5.8. Cargas volumétricas aplicadas –  $C_v$  (Kg SV/m<sup>3</sup>.d) e constante de degradação –  $K$  (d<sup>-1</sup>) nas lagoas anaeróbias e faixas de temperatura (°C) de operação após a estabilização dos sistemas 1,2 e 3.

<b>sistemas</b>	<b>lagoas</b>	<b>T</b>	<b><math>C_v</math></b>	<b>K</b>
1	LA -35	13 - 26	0,12	0,050
1	LA - 46	14 - 27	0,03	0,011
2	LA -35	14 - 27	0,12	0,045
2	LA - 30	14 - 27	0,06	0,017
3	LA - 30	14 - 27	0,14	0,068
3	LA - 20	14 - 27	0,07	0,026

As cargas volumétricas aplicadas, nas lagoas anaeróbias nos três sistemas, foram ligeiramente menores que as descritas por Medri (1997), que obteve, 0,17 kgSV/m<sup>3</sup>.d para a lagoa, LA-35 e 0,05 kgSV/m<sup>3</sup>.d para lagoa LA-46. Porém, as cargas obtidas estão de acordo com Loehr (1974), que sugere cargas orgânicas volumétricas de SV entre 0,005 a 0,17 Kg/SV/m<sup>3</sup>.d , para todos os tipos de dejetos. Já Barth (1985), recomenda uma  $C_v$  de 0,061 a 0,048 kgSV/m<sup>3</sup>.d, considerando suínos com peso vivo de 45 kg.

O sistema 3 apresentou as maiores cargas volumétricas de SV, e as melhores eficiências de remoção de SV, mostrando-se o melhor sistema.

As maiores constantes de degradação ocorreram nas primeiras lagoas anaeróbias dos três sistemas, porém o sistema 3 apresentou as melhores constantes



### 5.2.5. Sólidos Fixos (SF)

#### Sistema 1

A variação das concentrações dos SF efluentes no sistema 1 está representada na figura 5.15. O sistema estabilizou a partir dos 209 dias de amostragem. O sistema recebeu uma média afluyente de 2.779 mg/L de SF e

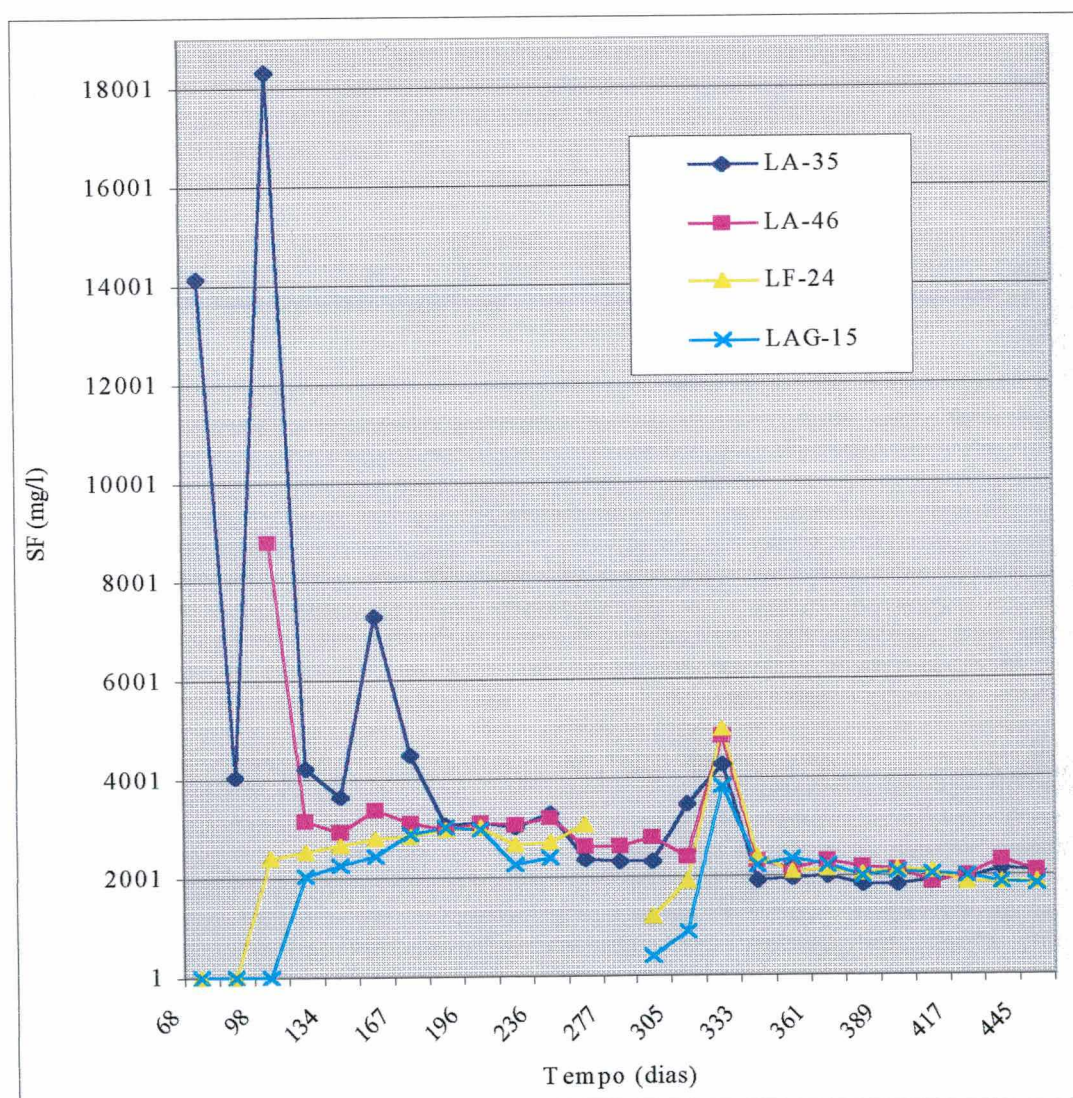


Figura 5.15. Variação efluente dos SF no sistema 1

produziu um efluente com 1.980 mg/L, correspondendo a uma eficiência de remoção de 30%, que é muito baixa se comparada com os resultados de Medri (1997), que obteve 92%.

A 1ª lagoa anaeróbia, LA-35, do sistema 1, produziu um efluente com 2.308 mg/L, eficiência de remoção de 17%. A 2ª lagoa anaeróbia, LA-46, produziu um efluente com 2.156 mg/L, eficiência de 7%. Já a 1ª lagoa facultativa, LF-24, produziu um efluente com 2.060 mg/L, eficiência de 4%, e a última lagoa do sistema, a lagoa de aguapé, LAG-15, produziu um efluente com 1.980 mg/L, eficiência de 4%.

Os resultados apresentados mostram uma baixa eficiência das lagoas facultativas, sendo a primeira lagoa anaeróbia LA-35 a que apresentou melhor desempenho, porém a eficiência alcançada é muito baixa, o que pode ser justificado devido aos dejetos brutos apresentarem uma porcentagem muito maior de SV em relação aos SF. No entanto, houve uma significativa mineralização, pois nos dejetos brutos, a concentração média de SV era maior (4.348 mg/L) que a de SF (2.779 mg/L) mas, nas lagoas de aguapé, os SF (1980 mg/L) foram maiores que os SV (841mg/L). Medri (1997) observou o mesmo comportamento para o sistema estudado.

## **Sistema 2**

Na figura 5.16. Encontram-se as variações das concentrações efluentes de SF obtidas no sistema 2. A estabilização dos sistema foi alcançada após 277 dias de amostragem, recebendo em média um afluente com 2.779 mg/L de SF e produzindo um efluente com 1.911 mg/L, com eficiência de remoção de 31%.

A 1ª lagoa anaeróbia que compõe o sistema, LA-35, produziu um efluente com 2.201 mg/L de SF, eficiência de remoção de 21%. A 2ª lagoa



anaeróbia, LA-30, produziu um efluente com 2.040 mg/L, eficiência de 7%. Já a 1ª primeira lagoa facultativa, LF-20, produziu um efluente com 1.972 mg/L de SF, eficiência de 3%. A 2ª lagoa facultativa, LF-15, produziu um efluente com 1.923 mg/L, eficiência de 2%. A última lagoa do sistema, lagoa de maturação, LM-7, produziu um efluente com 1.911 mg/L de SF, eficiência de 1%

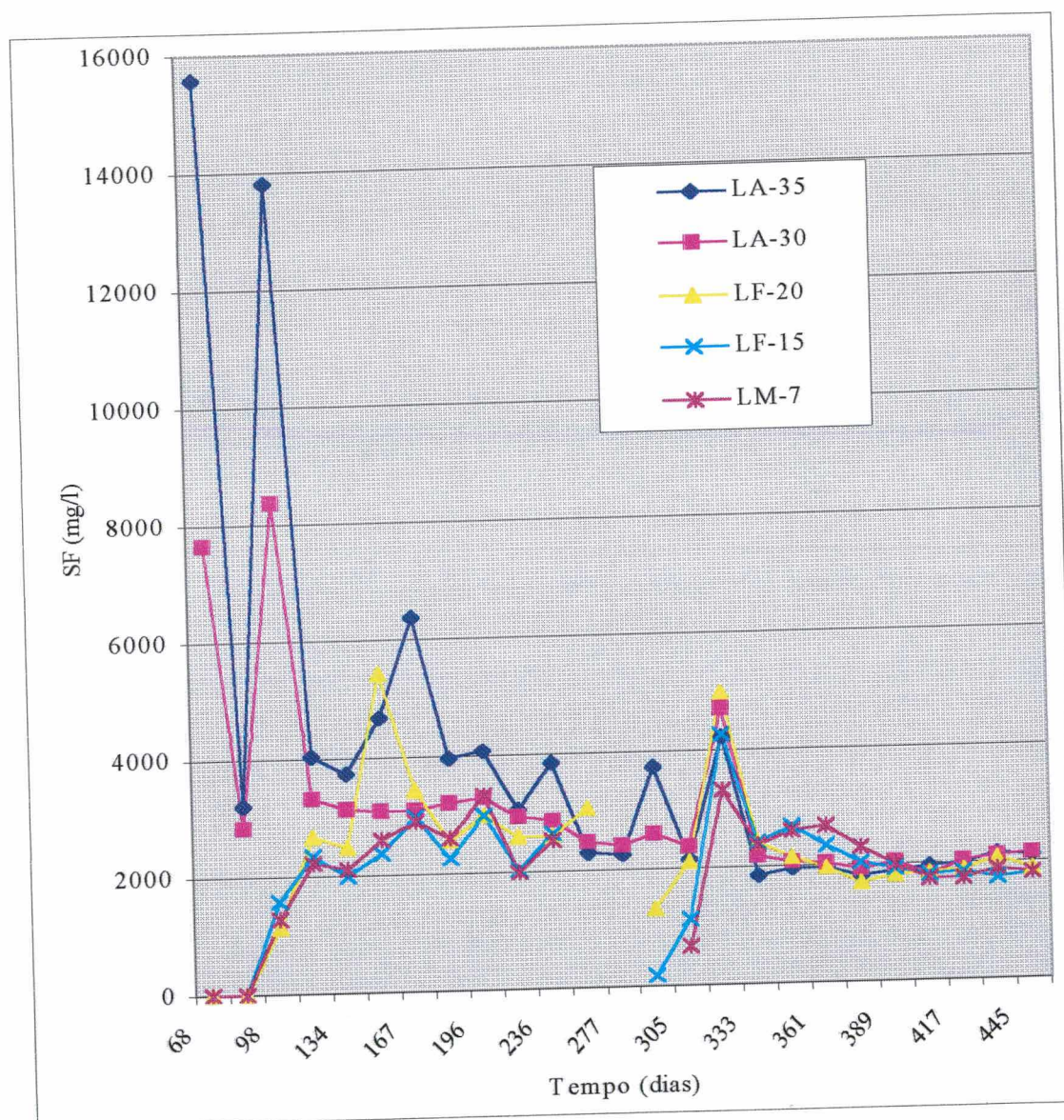


Figura 5.16. Variação efluente dos SF no sistema 2

Este sistema apresentou uma mineralização significativa, pois, nos dejetos brutos, os SV eram maiores (4.348 mg/L) que os SF (2.779 mg/L),



porém, na lagoa de maturação, os SF foram maiores (1.911 mg/L) que os SV (906 mg/L).

### **Sistema 3**

O sistema 3 (figura 5.17) apresentou uma variação nas concentrações de SF semelhante as observadas no sistema 1 e 2, e a estabilização ocorreu entorno dos 277 dias de amostragem, recebeu um afluente médio com 2.779 mg/L e produziu um efluente com 1.875, eficiência de remoção dos SF de 32%.

A 1ª lagoa anaeróbia LA-30, produziu um efluente com 2.305 mg/L de SF, eficiência de 17%. A 2ª lagoa anaeróbia, LA-20, produziu um afluente com 2.215 mg/L, eficiência de 4%. A 1ª lagoa facultativa, LF-15 (1), produziu um efluente com 2.162 mg/L, eficiência de 2%. A 2ª lagoa facultativa, LF-15(2) recebeu um afluente com 2.162 mg/L e produziu um efluente com 1.921 mg/L, eficiência de remoção de 11%. E a última lagoa do sistema 3, lagoa de maturação, LM-7, recebeu um afluente com 1.921 mg/L e produziu um efluente com 1.875 mg/L, eficiência de 2%.

A mineralização fica evidente neste sistema, visto que, os SV foram maiores (4.348 mg/L) no dejetos bruto, que os SF (2.779 mg/L), no entanto, na lagoa de maturação a situação se inverte, sendo os SF maiores (1.875 mg/L) que os SV (760 mg/L).

Os três sistemas (1, 2 e 3), apresentaram comportamentos semelhantes na remoção dos SF, sendo, a primeira lagoa anaeróbia de cada sistema a responsável pela maior redução. Porém, estas remoções foram muito pequenas se compararmos com os resultados obtidos por Medri, (1997), já citados no item do sistema 1.

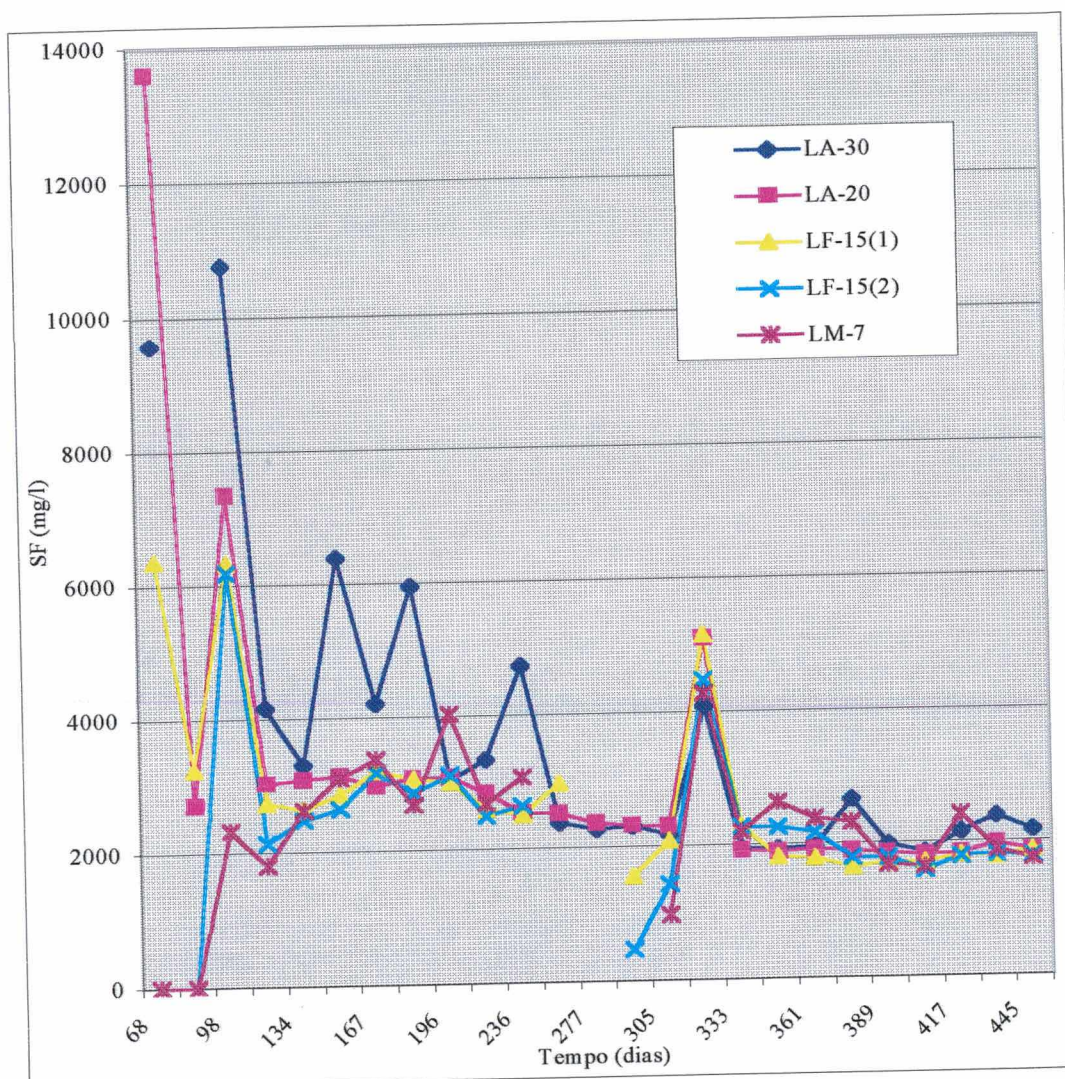


Figura 5.17. Variação do SF efluentes no sistema 3

### 5.2.6. Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

#### Sistema 1

Através da figura 5.18 é possível observar a variação das concentrações efluentes de NTK no sistema 1, a estabilização foi alcançada a partir de 277 dias de amostragem, apresentando eficiência média total após a estabilização de 81%, o sistema recebeu uma concentração afluente média



de 1.195 mg/L de NTK e produziu um efluente com 226 mg/L. Medri (1997), verificou eficiência de 90% na remoção de NTK, essa maior eficiência obtida por Medri pode dever-se ao fato deste pesquisador ter trabalhado com lagoas em escala real, as quais sofrem menos interferências ambientais que podem comprometer a eficiência do tratamento.

Analizando cada lagoa que compõe o sistema 1 com relação ao NTK, observa-se que a 1ª lagoa anaeróbia, LA-35, apresentou uma eficiência de remoção de 20%, produzindo um efluente com 960 mg/L. A 2ª lagoa anaeróbia, LA-46, produziu um efluente com 702 mg/L, eficiência de 27%. Na sequência, a lagoa facultativa, LF-24, produziu um efluente com 375 mg/L, eficiência de 47%. A última lagoa do sistema, a lagoa de aguapé, LAG-15, produziu um efluente com 226 mg/L, eficiência de 40%.

A lagoa facultativa e de aguapé, mesmo tendo TDH menores (24 e 15 dias) que os das lagoas anaeróbias (35 e 46 dias), tiveram melhor desempenho na remoção do NTK. Esta remoção pode ter ocorrido devido a nitrificação/desnitrificação, assimilação por algas e volatilização de amônia, já que o pH médio nas lagoas foi 8,5 (ver item 5.1.2.10.).

Este comportamento vem de encontro com as citações de Pearsom (1996), o qual afirma que, a maior remoção de NTK em lagoas facultativas, com pH alcalino, ocorre por liberação da amônia gasosa para a atmosfera, devido a mudança do equilíbrio da reação rumo a produção de amônia gasosa  $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$ . Segundo Von Sperling (1996), no pH próximo a neutralidade, praticamente toda a amônia encontra-se na forma de  $\text{NH}_4^+$ . No pH próximo de 9,5 aproximadamente 50% da amônia está na forma de  $\text{NH}_3$  e 50% na forma de  $\text{NH}_4^+$ , e em pH superior a 11, praticamente toda a amônia está na forma  $\text{NH}_3$ .

Medri (1997), obteve os seguintes valores para a mesma série de lagoas, porém em escala real: LA-35, 23%; LA-46, 32%; LF-24, 59%; LAG-15, 59%. Este autor justifica a melhor remoção nas lagoas facultativas e de aguapé devido a assimilação por algas, pois o pH destas lagoas (7,8) não se encontrava suficientemente alcalino para ocorrer liberação da amônia para a atmosfera, e a nitrificação/desnitrificação, também não ocorria devido a baixa concentrações de oxigênio dissolvido existente nas lagoas.

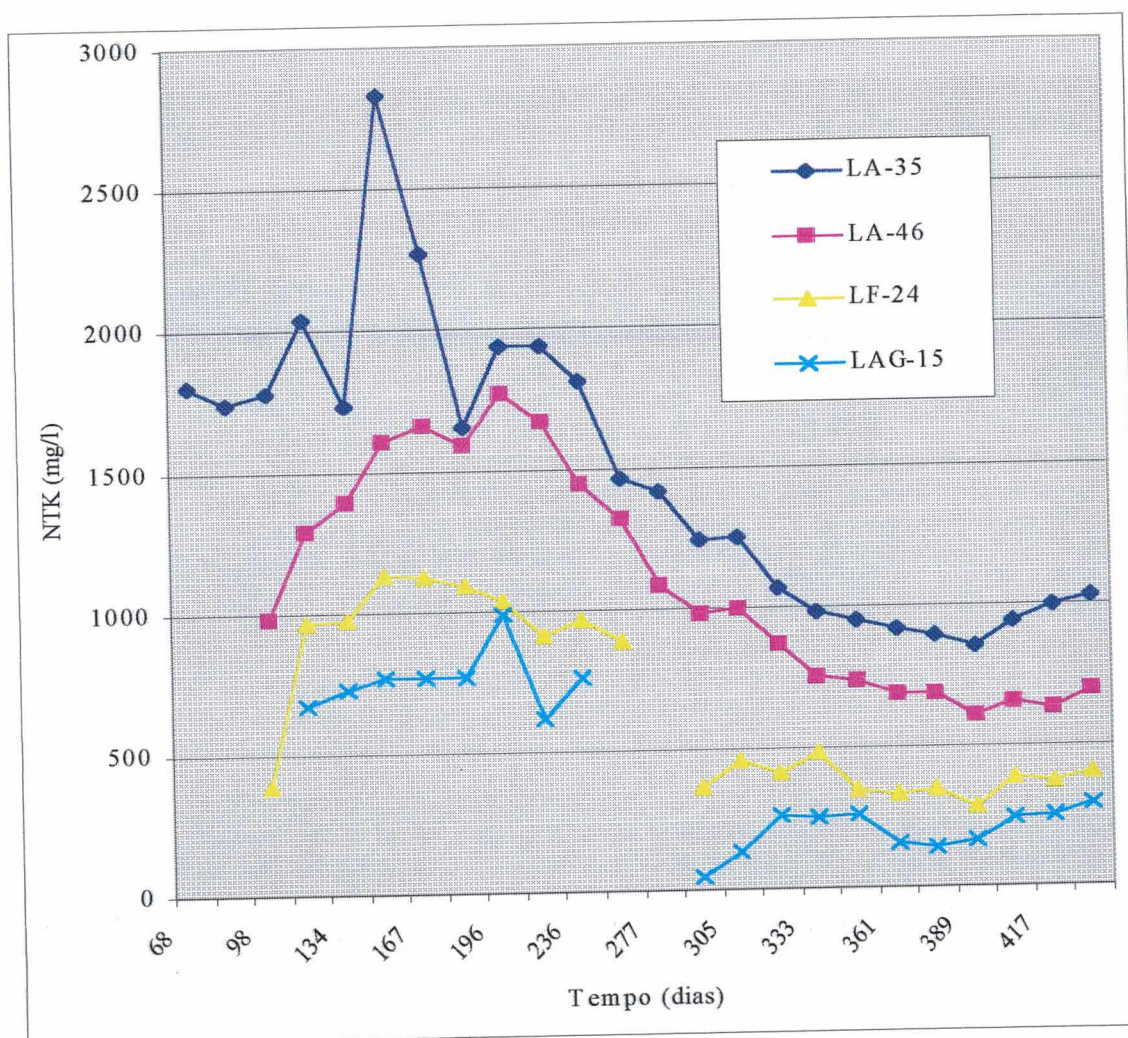


Figura 5.18. Variação NTK efluente no sistema 1.



## **Sistema 2**

Na figura 5.19 está representada a variação das concentrações efluentes de NTK no sistema 2. Observa-se que este sistema estabilizou a partir dos 277 dias de amostragem e recebeu uma concentração afluenta média após a estabilização de 1.195 mg/L de NTK, produzindo um efluente com 138 mg/L, correspondendo a uma eficiência de remoção de 88%

A 1ª lagoa anaeróbia do sistema, LA-35, produziu um efluente com 960 mg/L, eficiência de 20%. A 2ª lagoa anaeróbia, LA-46, produziu um efluente com 752 mg/L, eficiência de 22%. A lagoa seguinte, lagoa facultativa, LF-20, produziu um efluente com 436 mg/L, eficiência de 42%. Já a 2ª lagoa facultativa, LF-15, produziu um efluente com 248 mg/L, eficiência de 43%. E a última lagoa do sistema, lagoa de maturação, LM-7, produziu um efluente com 138 mg/L, eficiência de 44%.

Observa-se que semelhantemente ao sistema 1, no sistema 2 as maiores remoções ocorreram nas lagoas facultativas de maturação, este comportamento pode dever-se aos mesmos motivos identificados no sistema 1, já que o pH médio das lagoas LF-20, LF-15 e LM-7, foram respectivamente: 8,5; 8,6; 8,8; (tabela 5.13). O que destaca-se, é a maior eficiência geral do sistema 2, mesmo com menor TDH (107 dias) em relação ao sistema 1 (120 dias).

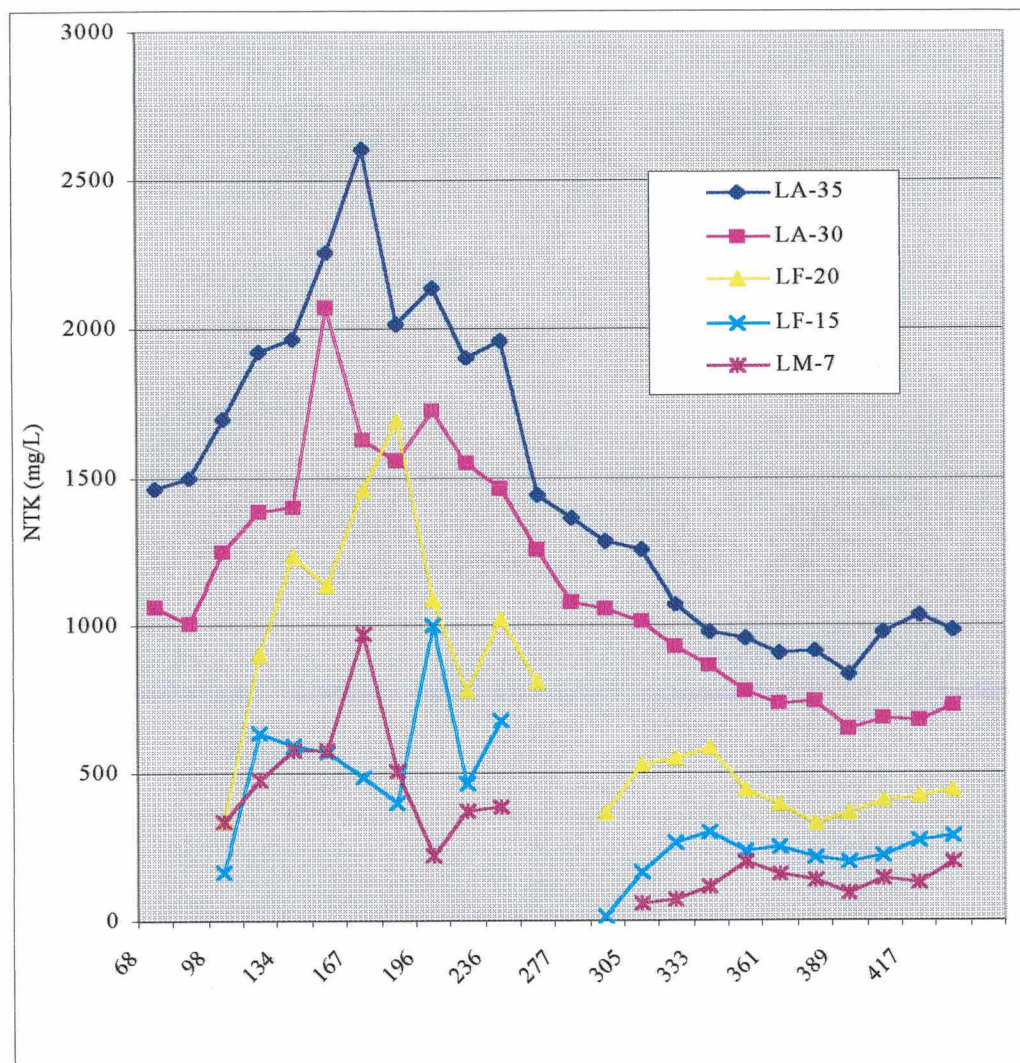


Figura 5.19. Variação NTK efluente no sistema 2.

### Sistema 3

Na figura 5.20 estão apresentadas as concentrações efluentes de NTK durante o período de amostragem. Este sistema recebeu um afluente médio após a estabilização (a partir dos 277 dias de amostragem) com 1.195 mg/L de NTK e produziu um efluente com 169 mg/L, correspondendo a 83% de eficiência



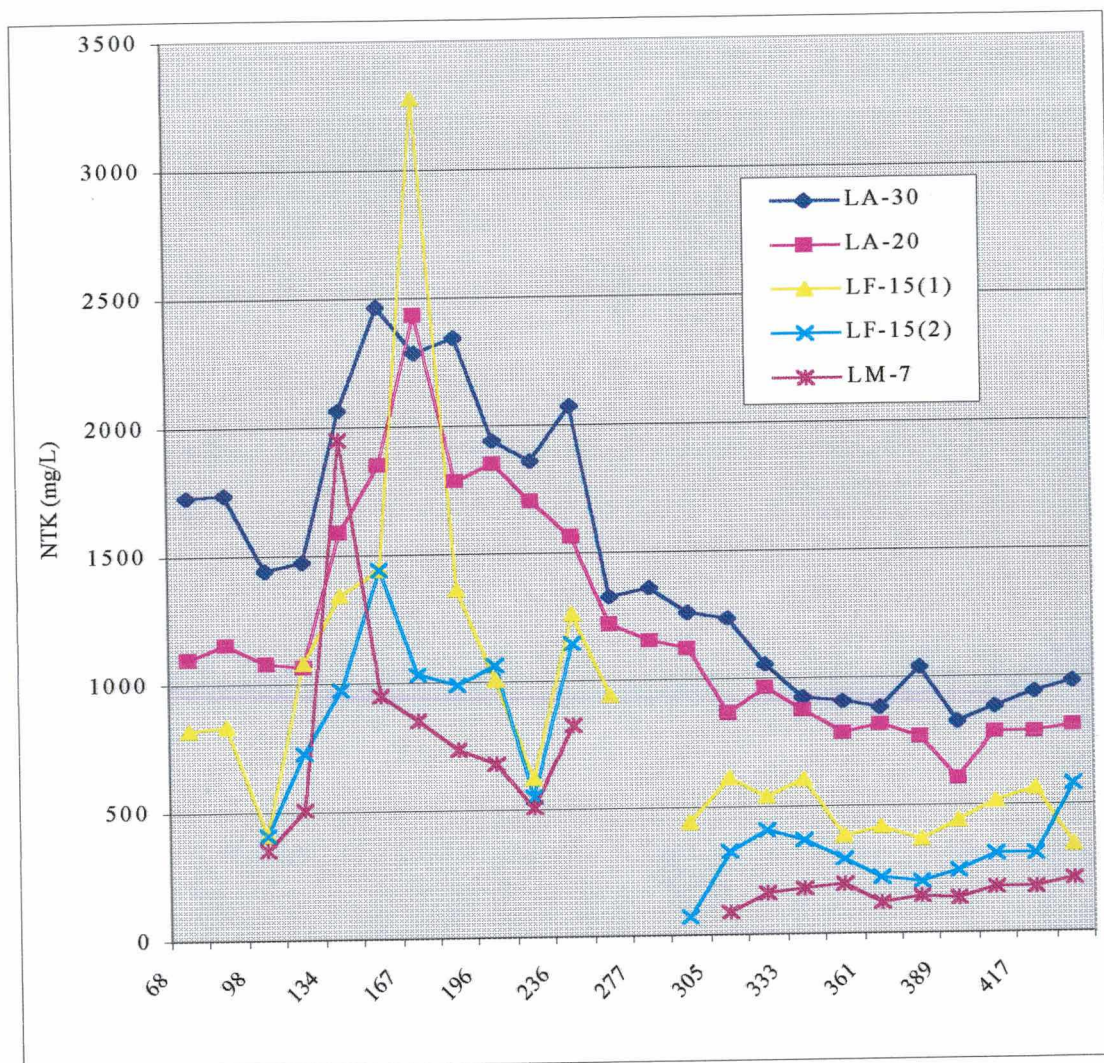


Figura 5.20 Variação NTK efluente no sistema 3.

A 1ª lagoa anaeróbia LA-30, produziu um efluente com 940 mg/L, eficiência de 21%. A 2ª lagoa anaeróbia LA-20, produziu um efluente com 802 mg/L, eficiência de 15%. A 1ª lagoa facultativa, LF-15(1), produziu um efluente com 466 mg/L, eficiência de 42%. A 2ª lagoa facultativa, LF-15(2), produziu um efluente com 328 mg/L, eficiência de 30%. E a última lagoa do sistema 3, lagoa de maturação, LM-7, produziu um efluente com 169 mg/L, eficiência de 48%.

Comparando-se os três sistemas, constata-se que o sistema 2 é o mais eficiente na remoção do NTK, porém, o sistema 3, apesar de possuir apenas 87 dias de TDH, apresentou uma boa eficiência, mostrando que é possível , utiliza-lo como referência nos projetos de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos, diminuindo-se, assim, a área de terreno necessária para a construção das lagoas, sem comprometer a eficiência do tratamento.

### **5.2.7. Fósforo Total (PT)**

#### **Sistema 1**

Na figura 5.21, encontra-se apresentada a variação do PT efluente no sistema 1. Este sistema apresentou uma boa estabilização em relação as variações das concentrações de PT, que ocorreu a partir dos 305 dias de amostragem. A concentração média afluente após a estabilização foi de 300 mg/L de PT e produziu um efluente final com 40 mg/L, eficiência de remoção de 87%. Medri (1997) obteve 93% de eficiência para a mesma série de lagoas, porém em escala real.

As lagoas que compõem o sistema 1 apresentaram o seguinte comportamento: 1ª lagoa anaeróbia LA-35, produziu um efluente com 89 mg/L, eficiência de 72%. A 2ª lagoa anaeróbia LA-46, produziu um efluente com 55 mg/L, eficiência de 35%. A lagoa seguinte, lagoa facultativa LF-24, produziu um efluente com 45 mg/L, eficiência de 19%. A última lagoa, lagoa de aguapé LAG-15, produziu um efluente com 40 mg/L, eficiência de 10%.



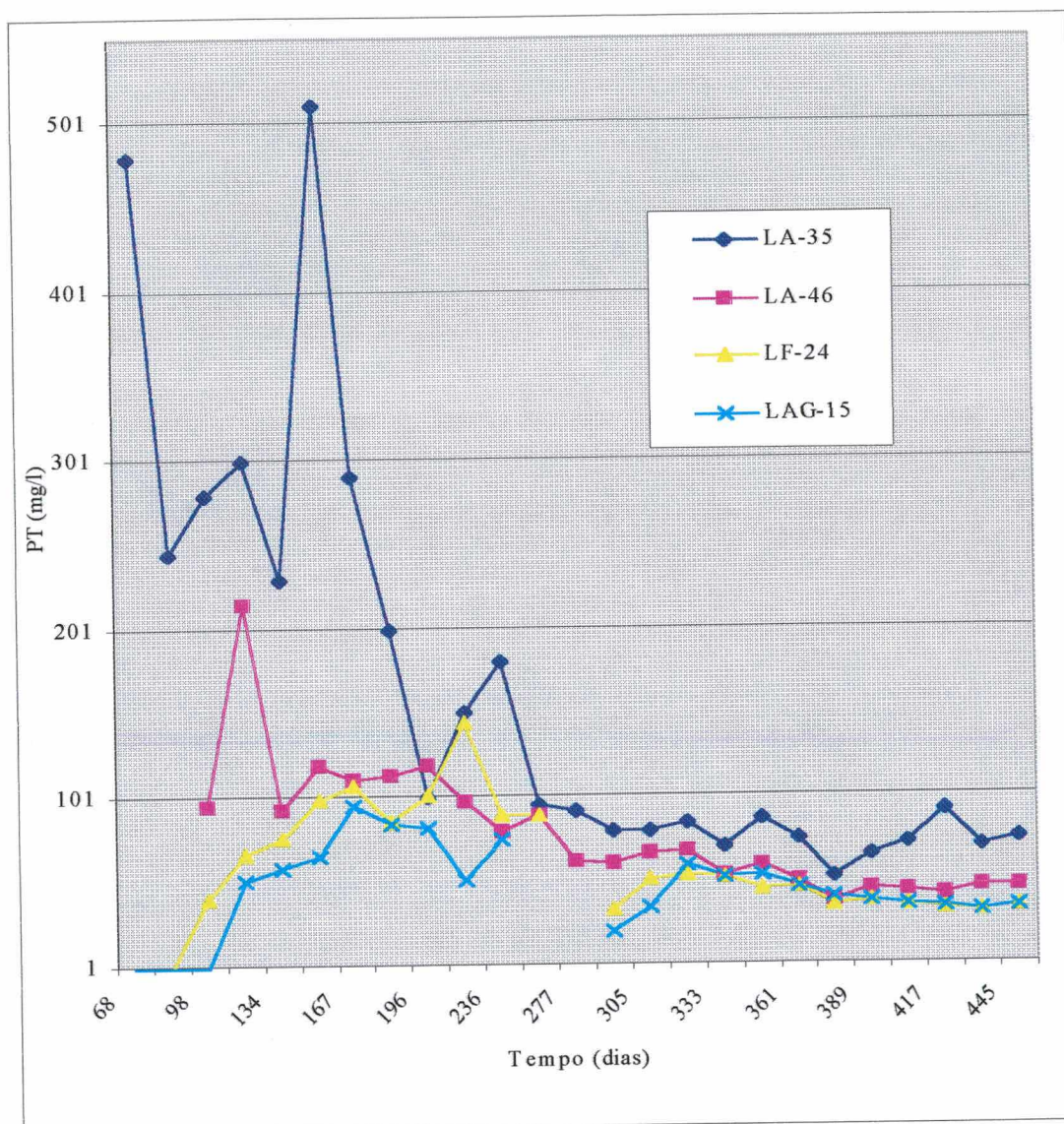


Figura 5.21. Variação do PT efluente no sistema 1

A maior remoção de PT ocorreu na 1ª lagoa anaeróbia, LA-35, este comportamento também foi observado por Medri (1997) e Oliveira (1990) ambos trabalhando com lagoas de estabilização em série, sendo as primeiras lagoas do sistema, anaeróbias, seguidas por lagoas facultativas. Toms et al. (1975) e Pearson (1996) citam que a remoção do fósforo pode ocorrer por precipitação química na forma de hidroxiapatita e Tricalcium fosfato, como também por sedimentação, principalmente quando as lagoas apresentam pH acima de 8 e condições de baixa anaerobiose. Estas características foram

observadas nas lagoas anaeróbias do sistema 1, sendo o pH médio 8 (item 5.1.2.10), que aliada a contribuição da sedimentação dos sólidos justificam a maior remoção nestas lagoas, já que nas lagoas facultativas, apesar de apresentarem pH mais altos (8,5), não apresentaram boa eficiência na remoção.

## **Sistema 2**

A variação das concentrações de PT efluente no sistema 2 estão apresentados na figura 5.22 . Observa-se que o sistema estabilizou a partir dos 319 dias de amostragem. Recebeu um afluente médio após este período de 300 mg/L, produzindo um efluente com 43 mg/L, e eficiência de remoção de 85%

A primeira lagoa anaeróbia do sistema LA-35, produziu um efluente com 87 mg/L, eficiência de remoção de 71%. A Segunda lagoa anaeróbia LA-30, produziu um efluente com 58 mg/L de PT, eficiência de 33%. Na sequência, a primeira lagoa facultativa LF-20, produziu um efluente com 52 mg/L, eficiência de 11%. A segunda lagoa facultativa, LF-15 produziu um efluente com 44 mg/L, eficiência de 15%. A última lagoa do sistema, lagoa de maturação, produziu um efluente com 43 mg/L, eficiência de 2%.

O sistema 2 apresentou um eficiência total na remoção de PT de 85%, próxima a observada no sistema 1 (87%), sendo a primeira lagoa anaeróbia, LA-35 a responsável pela maior remoção. Esta lagoa apresentou um pH médio de 8,1 (item 5.1.2.8.), portanto a mesma justificativa apresentada para o sistema 1 é válida para o sistema 2.



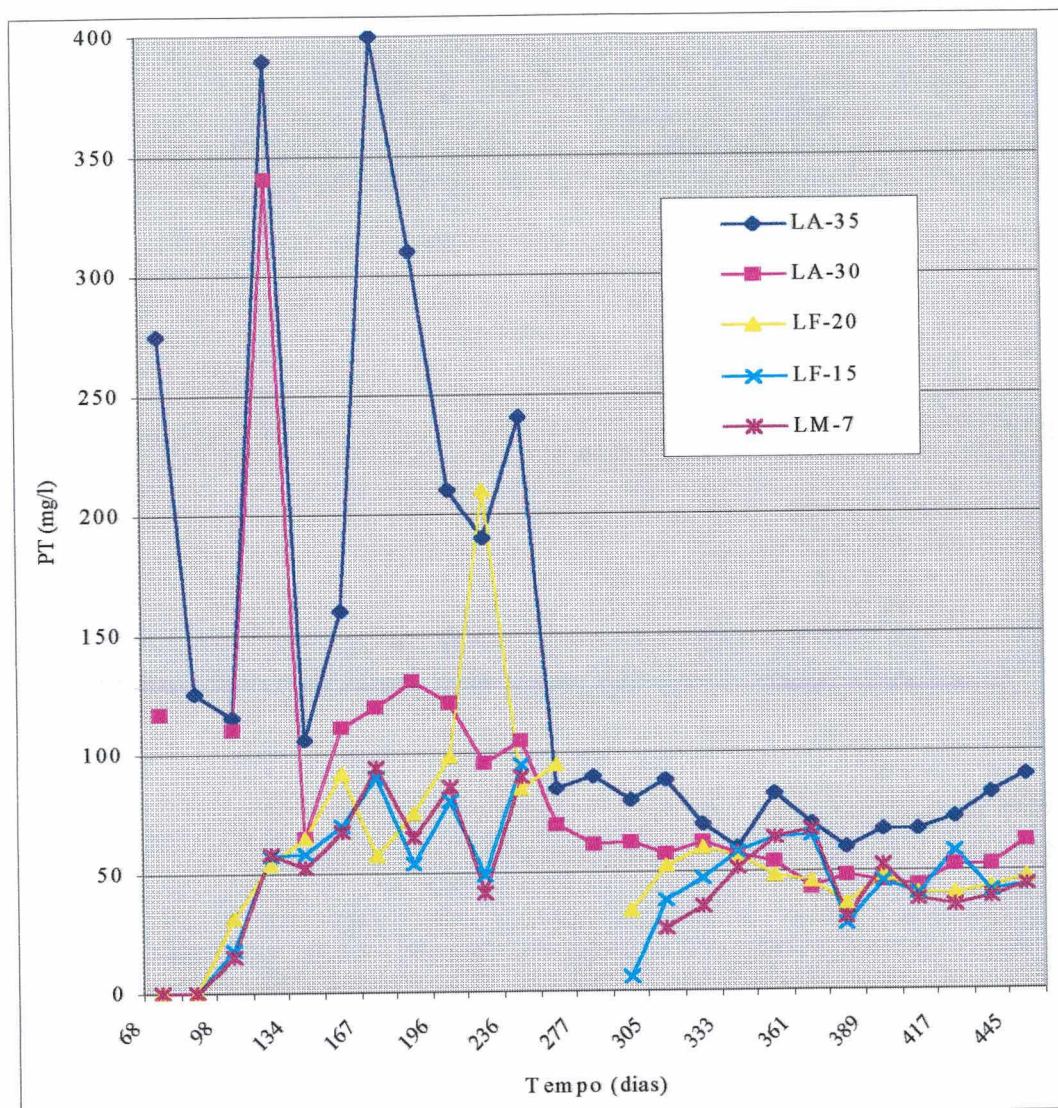


Figura 5.22. Variação do PT efluente no sistema 2

### **Sistema 3**

Na figura 5.23 pode-se observar o comportamento do PT ao longo do período de amostragem para o sistema 3, onde a estabilização ocorreu a partir dos 319 dias de amostragem. Este sistema apresentou uma eficiência de remoção de PT média de 87%, recebendo um afluente médio de 300 mg/L e produzindo um efluente com 40 mg/L. Sua primeira lagoa anaeróbia LA-30,



produziu um efluente com 98 mg/L de PT, eficiência de 61%, A Segunda lagoa anaeróbia LA-20, produziu um efluente com 52 mg/L, eficiência de 47%. Na seqüência, a primeira lagoa facultativa LF-15(1), produziu um efluente com 46 mg/L, eficiência de 11%. A Segunda lagoa facultativa LF-15 (2), produziu um efluente com 45 mg/L, eficiência de 2%. A última lagoa, lagoa de maturação LM-7, produziu um efluente com 40 mg/L, eficiência de 11%.

Comparando-se os três sistemas estudados, podemos concluir quanto a remoção de PT, que o sistema 3 é o melhor por ter apresentado um eficiência semelhante aos demais, mesmo com TDH menor (87 dias) .

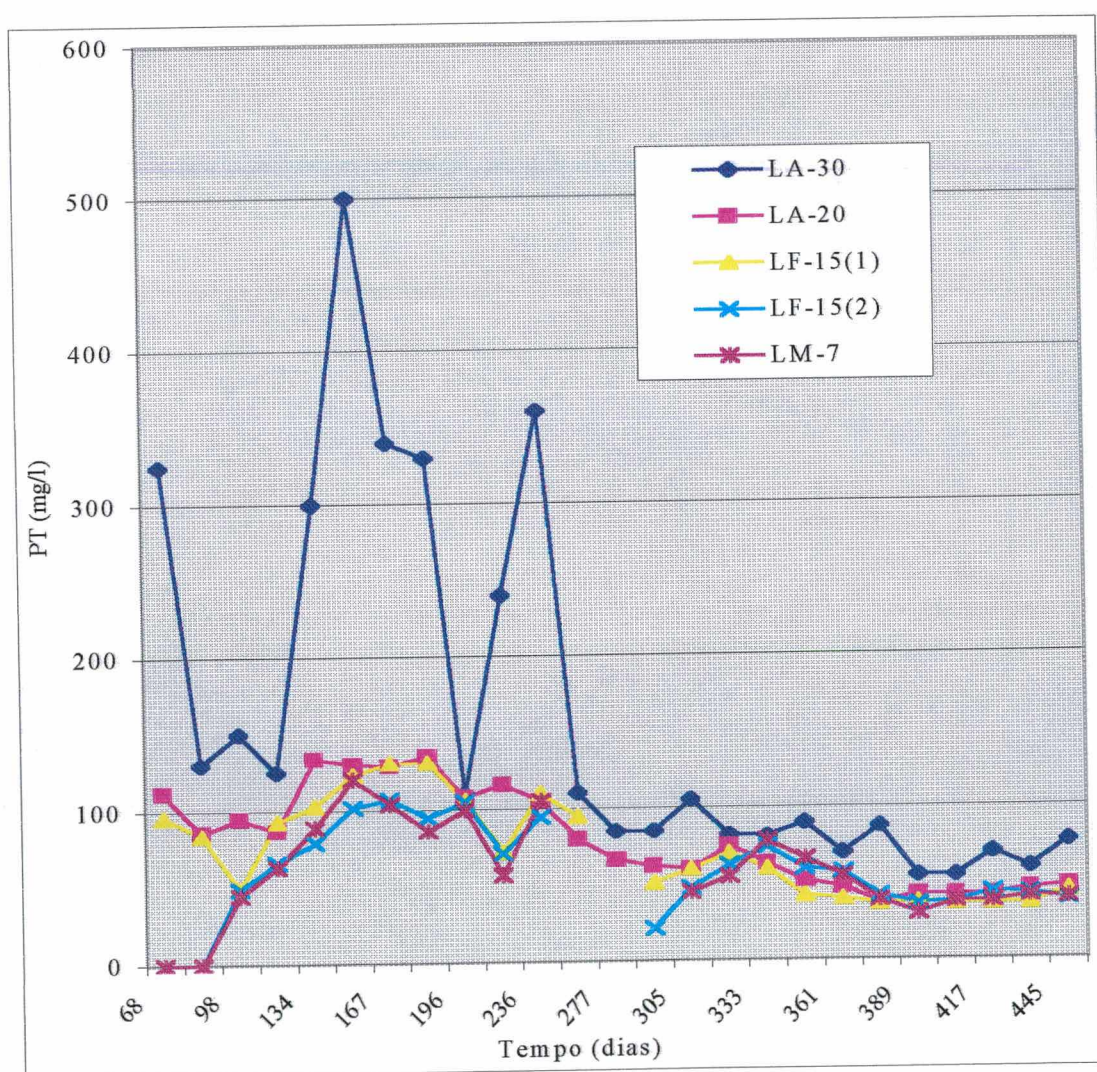


Figura 5.23. Variação do PT efluente no sistema 3



### 1.2.8. Fósforo filtrado (Pf)

#### Sistema 1

O comportamento da Pf efluente, ao longo do período da amostragem no sistema 1 está representado no figura 5.24 e as concentrações médias após a estabilização estão representadas na tabela III.5 do anexo III.

O sistema 1, começou a estabilizar após os 291 dias de amostragem, apresentando uma média afluenta de Pf de 95 mg/L e produzindo um efluente com 27 mg/L, eficiência total de 71% (anexo IV, tabelas IV.1 e IV.2). Analisando as lagoas que compõem este sistema, observa-se que a lagoa anaeróbia, LA-35 produziu um efluente com 46 mg/L, correspondendo a uma eficiência de 51%. A Segunda lagoa anaeróbia LA-46, produziu um efluente com 37 mg/L, correspondendo a 17% de eficiência. Na seqüência, a lagoa facultativa LF-24, produziu um efluente com 32 mg/L, perfazendo uma eficiência de 15%. Finalmente a lagoa de aguapé LAG-15, produziu um efluente com 27 mg/L, 14% de eficiência na remoção.

Percebe-se que, semelhantemente ao PT, o Pf foi melhor removido na primeira lagoa anaeróbia LA-35. Na tabela 5.9 encontra-se a relação média entre Pf/PT, observada no sistema 1

Tabela 5.9. Relação média Pf/PT no sistema 1

<b>Lagoas</b>	<b>Pf</b>	<b>PT</b>	<b>Relação</b>
LA-35	46	85	0,55
LA-46	37	55	0,68
LF-24	32	45	0,71
LAG-15	27	40	0,68

Analisando a tabela 5.9. verifica-se que a ocorre maior relação Pf/PT a partir da segunda lagoa anaeróbia LA-46, indicando uma liquefação dos efluentes.

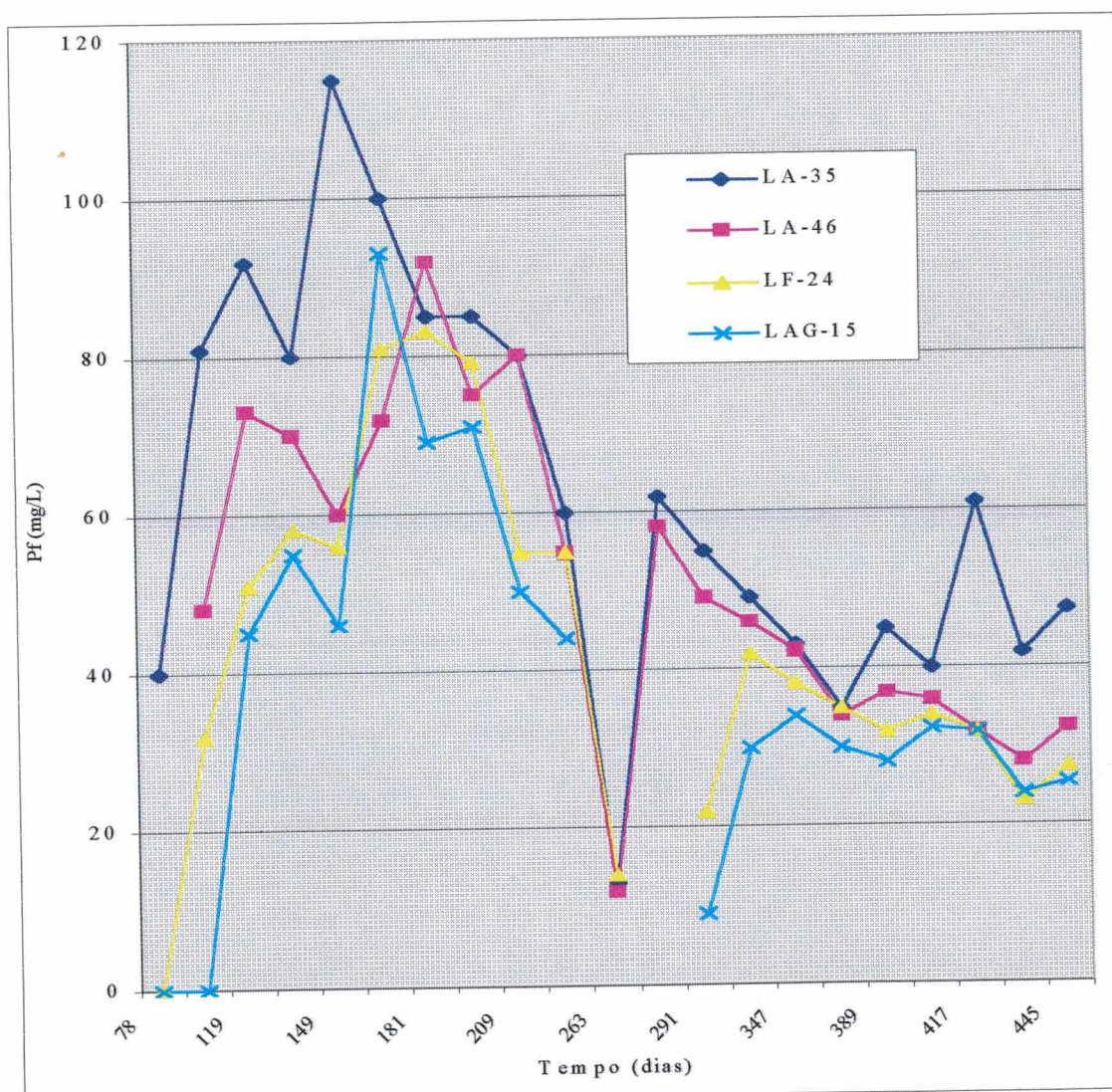


Figura 5.24. Variação do Pf efluente no sistema 1

## **Sistema 2**

O comportamento do Pf efluente, ao longo do período de amostragem no sistema 2, está representado no figura 5.25. e as concentrações médias após a estabilização estão representadas na tabela III.5 do anexo III.



O sistema 2, começou a estabilizar após os 291 dias de amostragem, apresentando uma média afluyente de Pf de 95 mg/L e produzindo um efluente com 24 mg/L, eficiência total de 75% (anexo IV, tabelas IV.1 e IV.2). Analisando as lagoas que compõem este sistema, observou-se que a lagoa anaeróbia LA-35, produziu um efluente com 50 mg/L, correspondendo a uma eficiência de 47%. A segunda lagoa anaeróbia LA-30, produziu um efluente com 37 mg/L, correspondendo a 26% de eficiência. Na sequência, a lagoa facultativa LF-20, produziu um efluente com 32 mg/L, perfazendo uma eficiência de 14%. A lagoa facultativa LF-15, produziu um efluente com 30 mg/L, eficiência 7%. Finalmente a lagoa de maturação LM-7, produziu um efluente com 24 mg/L, 21% de eficiência na remoção.

Percebe-se que, semelhantemente ao PT, o Pf foi melhor removido na primeira lagoa anaeróbia LA-35. Na tabela 5.10 encontra-se a relação média entre Pf/PT, observado no sistema 2.

Tabela 5.10. Relação média DQOf/DQOt no sistema 2

<b>Lagoas</b>	<b>Pf</b>	<b>PT</b>	<b>relação</b>
LA-35	50	87	0,58
LA-30	37	58	0,64
LF-20	32	52	0,61
LF-15	30	44	0,67
LM-7	24	44	0,54

As maiores relações ocorrem nas lagoas, LA-30 (0,64), LF-20 (0,61), LF-15 (0,67), sendo que a lagoa de maturação, LM-7, apresentou uma relação menor (0,54), podendo ter sofrido interferência da fração algal, que deve ter passado pelo filtro. Este comportamento do sistema mostra a liquefação dos efluentes.

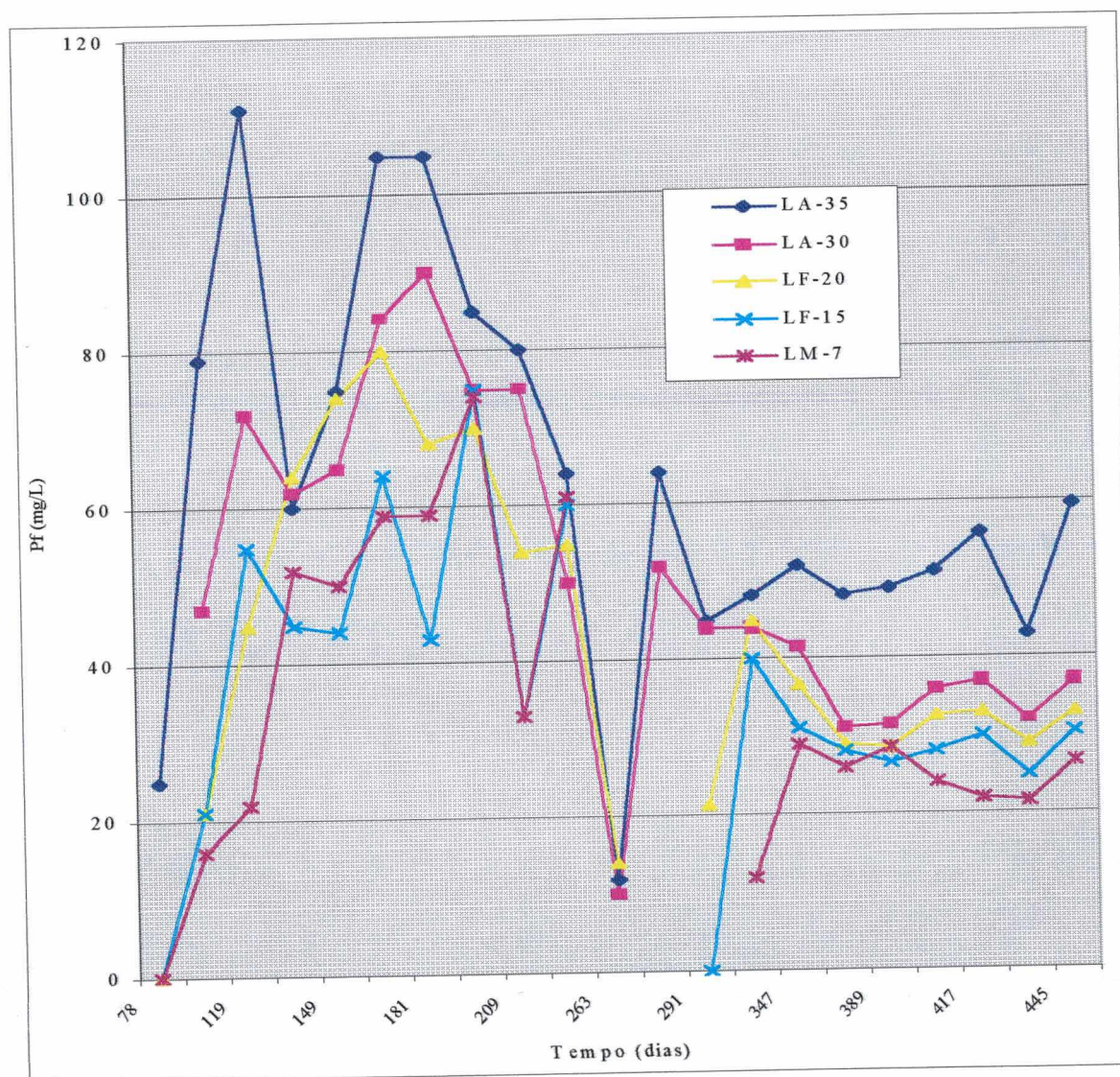


Figura 5.25. Variação do Pf efluente no sistema 2



### **Sistema 3**

O comportamento da Pf efluente, ao longo do período da amostragem no sistema 3 está representado no figura 5.26 e as concentrações médias após a estabilização estão representadas na tabela III.5 do anexo III.

O sistema 3, começou a estabilizar após os 291 dias de amostragem, apresentando uma média afluente de Pf de 95 mg/L e produzindo um efluente com 25 mg/L, eficiência total de 74% (anexo IV, tabelas IV.1 e IV.2). Analisando as lagoas que compõem este sistema, observou-se que a lagoa anaeróbia LA-30 produziu um efluente com 40 mg/L, correspondendo a uma eficiência de 58%. A Segunda lagoa anaeróbia LA-30, produziu um efluente com 35 mg/L, correspondendo a 12% de eficiência. Na seqüência, a lagoa facultativa LF-15 (1), produziu um efluente com 30 mg/L, perfazendo uma eficiência de 14%. A lagoa facultativa LF-15 (2), produziu um efluente com 26 mg/L, eficiência 13%. E finalmente a lagoa de maturação LM-7, produziu um efluente com 25 mg/L, 4% de eficiência na remoção.

Percebe-se que, semelhantemente ao PT, o Pf foi melhor removido na primeira lagoa anaeróbia LA-35.

Na tabela 5.11 encontra-se a relação média entre Pf/PT, observado no sistema 3. Verifica-se que ocorreu uma melhor liquefação dos efluentes nas lagoas facultativas e de maturação, pois nestas lagoas a fração filtrada mostrou-se mais próxima da fração total.

Uma análise geral dos três sistemas em relação aos Pf, revela uma liquefação dos efluente na ordem de 60% a 70%, ocorrida nas lagoas facultativas e de maturação.

Tabela 5.11. Relação média Pf/PTno sistema 3

Lagoas	Pf	PT	relação
LA-30	40	98	0,40
LA-20	35	52	0,68
LF-15 (1)	30	46	0,66
LF-15 (2)	26	45	0,58,
LM-7	25	40	0,61

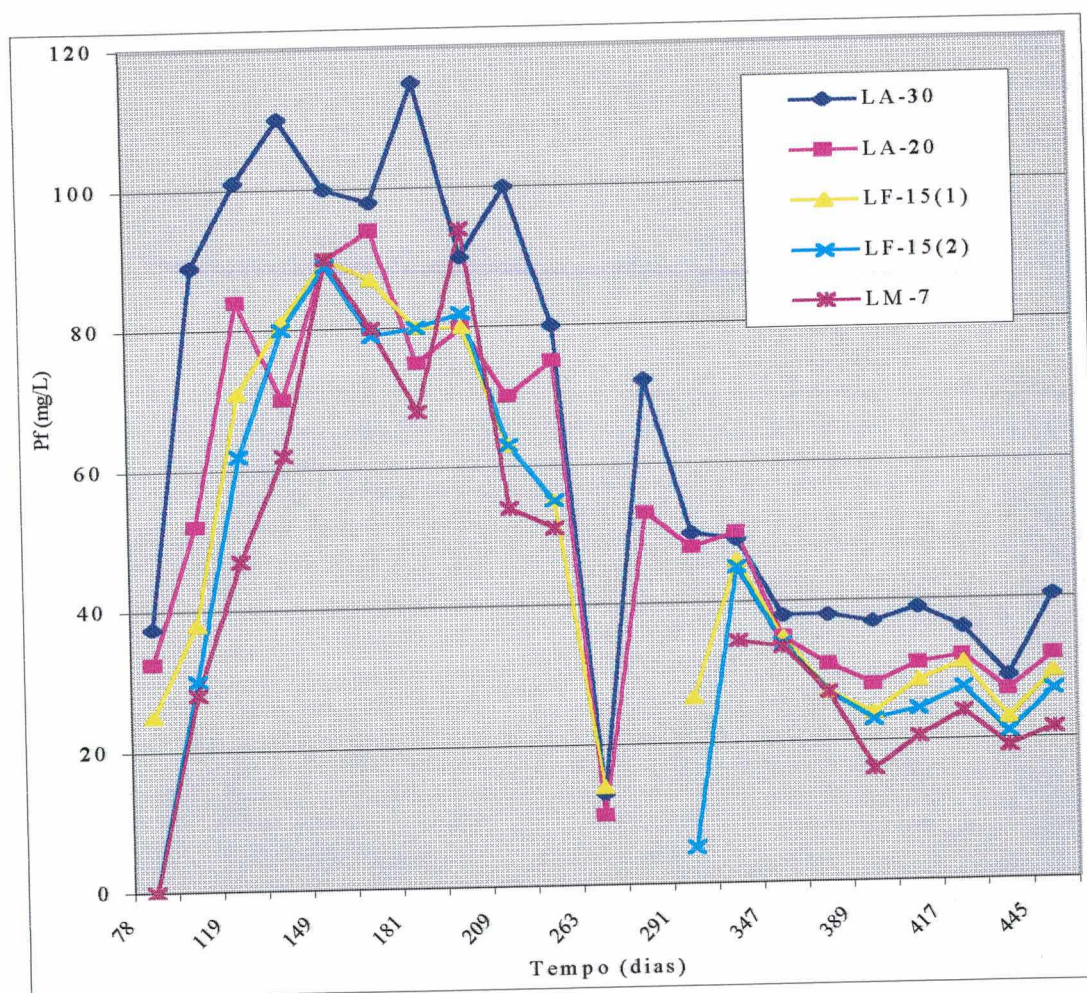


Figura 5.26. Variação do Pf efluente no sistema 3



### 5.2.9. Coliformes Fecais - CF

Os valores máximo, médio e mínimo de coliformes fecais efluentes, observados na primeira e última lagoa de cada sistema, após o equilíbrio, estão apresentados na tabela 5.12. A evolução dos sistemas durante o tempo de experimentação estão no anexo I, tabela I.29. No sistema 1 os CF caíram de 2073 UFC/100 ml ( $2 \times 10^5$  NMP/100 mL) para 170 UFC/100ml ( $1,7 \times 10^4$  NMP/100mL), correspondendo a uma eficiência de 92%. Medri (1997) verificou um eficiência de 99,9%, com um efluente apresentando NMP de CF em torno de  $3,7 \times 10^3$ /100 mL.

O sistema 2 apresentou 99% de eficiência de remoção, sendo que os CF caíram de 1031 UFC/100 mL ( $1 \times 10^5$  NMP/100 mL) para 14 UFC/100mL ( $1,4 \times 10^3$  NMP/100mL)

No sistema 3, os CF caíram de 904 UFC/100mL ( $9 \times 10^4$  NMP/100mL) para 7 UFC/100mL ( $7 \times 10^2$  NMP/100mL) eficiência de 99%.

Tabela 5.12 . Máximo, média e mínimo de Coliformes fecais, observados após o equilíbrio dos sistemas, em unidades formadoras de colônias a cada 100 ml (UFC/100 mL) efluentes da primeira e última lagoa de cada sistema.

Sistema	Lagoa	Máximo	Média	mínimo
1	LA-35	4400	2073	540
1	LAG-15	920	170	2
2	LA-35	2200	1031	25
2	LM-7	89	14	2
3	LA-30	3200	904	81
3	LM-7	33	7	0

Observa-se que, os sistemas 2 e 3 obtiveram a mesma eficiência de remoção (99%), no entanto, o sistema 3 apresenta menor TDH, maiores cargas e produziu um efluente dentro dos parâmetros exigidos pela legislação

ambiental, onde os efluentes lançados em córregos de classe 2 não devem exceder os 1000 CF/100 mL. Já o sistema 2 apresentou valores um pouco acima do exigido pela legislação e o sistema 1 apresentou valores muito acima dos exigidos.

Por termos trabalhado somente com efluentes das primeiras lagoas anaeróbias dos sistemas 1 (LA-35), 2 (LA-35) e 3 (LA-30) e os efluentes das últimas lagoas LAG-15, LM-7 e LM-7, não podemos afirmar qual é a contribuição de cada lagoa na remoção dos CF.

#### **5.2.10. Potencial Hidrogeniônico – pH**

Na tabela 5.13, apresenta-se os valores de pH, máximos, médios e mínimos, mensurados nos sistemas estudados. Verifica-se que os sistemas trabalharam em uma faixa de pH levemente alcalina, sendo que as lagoas facultativas apresentaram pH mais altos, característica já esperada. Von Sperling (1996) cita que o pH nestas lagoas é dependente da fotossíntese e da respiração, pois durante o dia, durante as horas de máxima atividade fotossintética, o pH atinge valores próximo de 9, o que converte a amônia ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ) em amônia livre ( $\text{NH}_3$ ), e a precipitação de fosfatos. Justificando, portanto, a maior remoção de NTK observada nas lagoas facultativas (item 5.1.2.6.). Aparentemente, esta elevação do pH não deve ter sido suficiente para a precipitação dos fosfatos, pois observamos maior remoção de PT nas lagoas anaeróbias, provavelmente devido a sedimentação dos sólidos, o que contribuiu para a remoção do PT.

Outra observação importante é com relação aos valores de pH observados nas primeiras lagoas anaeróbias LA-35, dos sistemas 1 e 2, onde o pH médio foi de 8,0 e 8,1 respectivamente. Segundo Gosmann (1997), e Carmo Junior (1998), a faixa ótima de pH para reatores anaeróbios é entre 6,6 a 7,8, sendo que, valores abaixo ou acima comprometem a atividade

metanogênica realizada pelos microorganismos, o que culmina na acumulação de ácidos graxos voláteis, diminuindo a eficiência de remoção principalmente de DQO e SV. Justifica-se desta forma, as menores eficiências de DQO e SV observados nas primeiras lagoas anaeróbias dos sistemas 1(DQO: 77; SV:64) e 2 (DQO:78; SV: 61), quando comparadas com o sistema 3 (DQO:82; SV:67), que apresentou um pH médio de 7,0.

As segundas lagoas anaeróbias dos 3 sistemas, apresentaram um pH mais alto que o observado nas primeiras lagoas. Provavelmente devido a baixa carga orgânica que as mesmas recebiam.

Tabela 5.13 Valores máximos, médios e mínimos do pH para os sistemas estudados.

Sistema	Lagoa	Máximo	Média	Mínimo
1	LA-35	8,4	8,0	7,6
1	LA-46	9,0	8,5	8,2
1	LF-24	10,0	8,5	8,1
1	LAG-15	9,4	8,5	7,5
2	LA-35	8,3	8,1	7,8
2	LA-30	9,0	8,6	8,3
2	LF-20	8,8	8,5	8,1
2	LF-15	10,6	8,7	8,3
2	LM-7	11,1	8,9	6,9
3	LA-30	8,2	7,9	7,1
3	LA-20	9,1	8,5	8,0
3	LF-15 (1)	8,8	8,4	8,1
3	LF-15 (2)	10,1	8,6	8,1
3	LM-7	11,1	8,9	6,9



Nos gráficos 5.27, 5.28 e 5.29, estão apresentados os pH obtidos durante o período de amostragem nos sistemas 1, 2, e 3, respectivamente. Verifica-se um comportamento semelhante nos três sistemas, sendo as lagoas facultativas e de maturação as que mais sofrem variação durante o período, esta maior variação ocorre nas épocas mais quentes do período (janeiro a março), e de maior atividade fotossintética, interferindo no pH do meio.

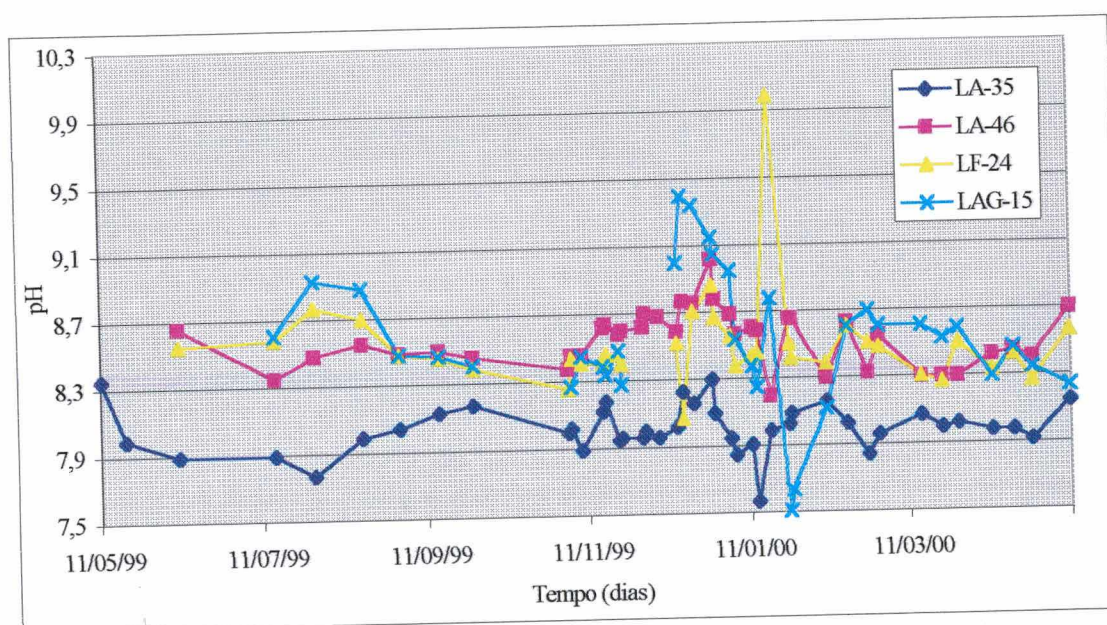


Figura 5.27 Variação do pH nas lagoas do sistema 1



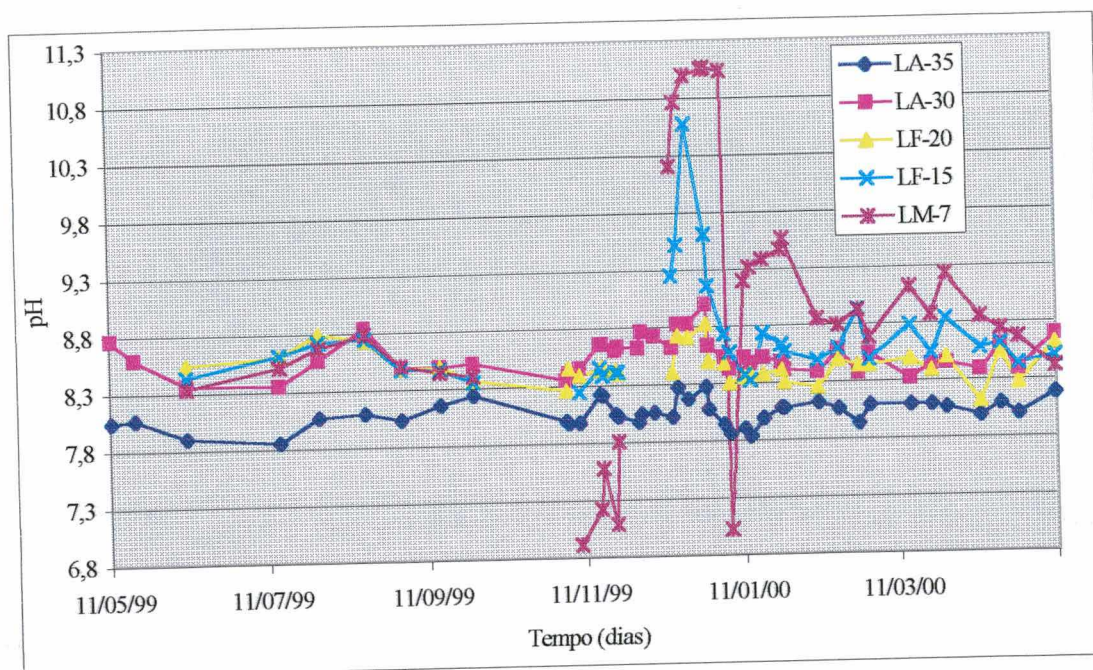


Figura 5.28. Variação do pH nas lagoas do sistema 2

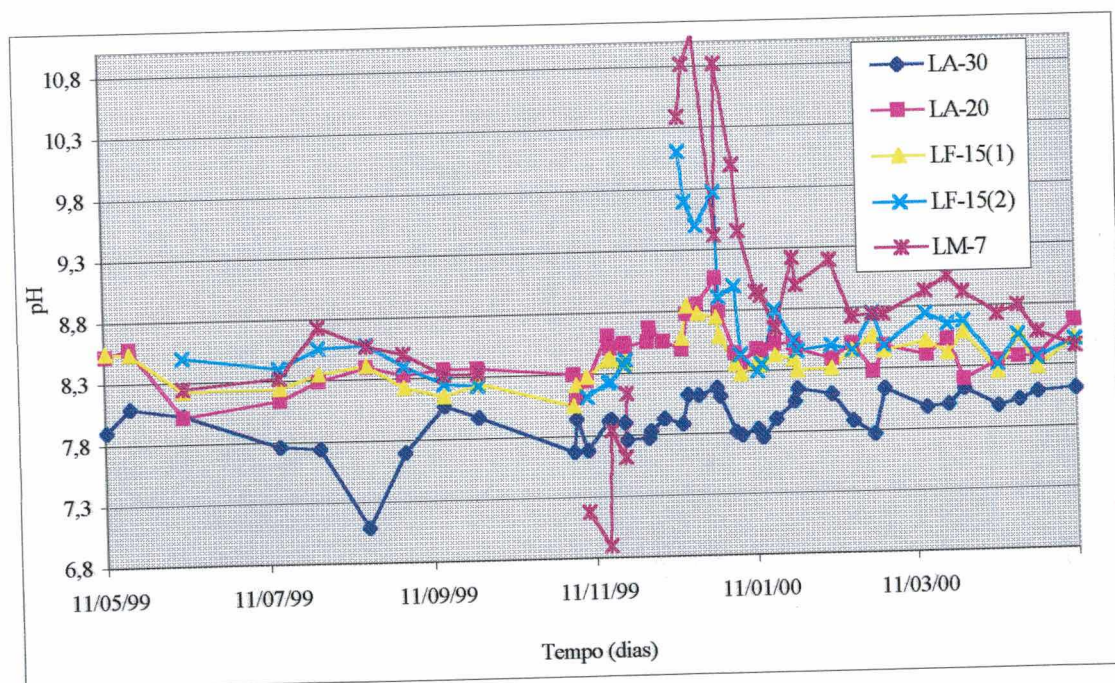


Figura 5.29 Variação do pH nas lagoas no sistema 3

### 5.2.11. Temperatura - T (°C)

Na tabela 5.14 encontram-se apresentados os valores máximos, médios e mínimos das temperaturas observadas nas lagoas que compõem os três sistemas. Verifica-se que as primeiras lagoas anaeróbias dos três sistemas apresentaram uma variação de temperatura menor que as lagoas facultativas e de maturação. Esta maior variação ocorrida nas lagoas facultativas e de maturação deve-se ao menor volume destas em relação as lagoas anaeróbias.

Tabela 5.14. Valores máximos, médios e mínimos da Temperatura (°C) para os sistemas estudados.

Sistema	Lagoa	Máximo	Média	Mínimo
1	LA-35	30	23	11
1	LA-46	31	24	14
1	LF-24	38	25	13
1	LAG-15	34	25	15
2	LA-35	30	23	11
2	LA-30	31	23	10
2	LF-20	40	26	14
2	LF-15	40	26	14
2	LM-7	38	26	13
3	LA-30	30	23	11
3	LA-20	34	23	11
3	LF-15 (1)	39	25	11
3	LF-15 (2)	38	25	13
3	LM-7	37	26	13

Estão apresentadas nas figuras 5.30, 5.31 e 5.32, as variações da temperatura (°C) ambiente e nas lagoas que compõem os sistemas 1, 2 e 3, respectivamente. Observa-se que nos meses mais frios do ano (maio, junho e



julho de 1999) as temperaturas nas lagoas dos três sistemas mantiveram-se abaixo de 20 °C. Esta temperatura é considerada prejudicial aos processos anaeróbios e facultativos. Vários autores tem estudado a influência da temperatura nos processos de degradação biológica. Cohen, (1982), Belli F<sup>o</sup> (1995); Gosman (1997) e Carmo Junior (1998) consideram que a faixa ótima de temperatura para os processo anaeróbios é de 20 a 35 °C.. Já, autores como Chuchtai & Khrshid (1991) e Medri (1997) consideram que temperaturas superiores a 20 °C são as mais indicadas para processos facultativos. Portanto, as baixas temperaturas ocorridas, podem ter influenciado na demora do sistema atingir a estabilização.

No período de novembro de 1999 a março 2000 ocorreu um aumento significativo da temperatura nas lagoas, com variações de 20 a 38 °C, culminando com a estabilização dos sistemas e a temperatura ambiente mostrou-se menor que as temperaturas observadas nas lagoas.

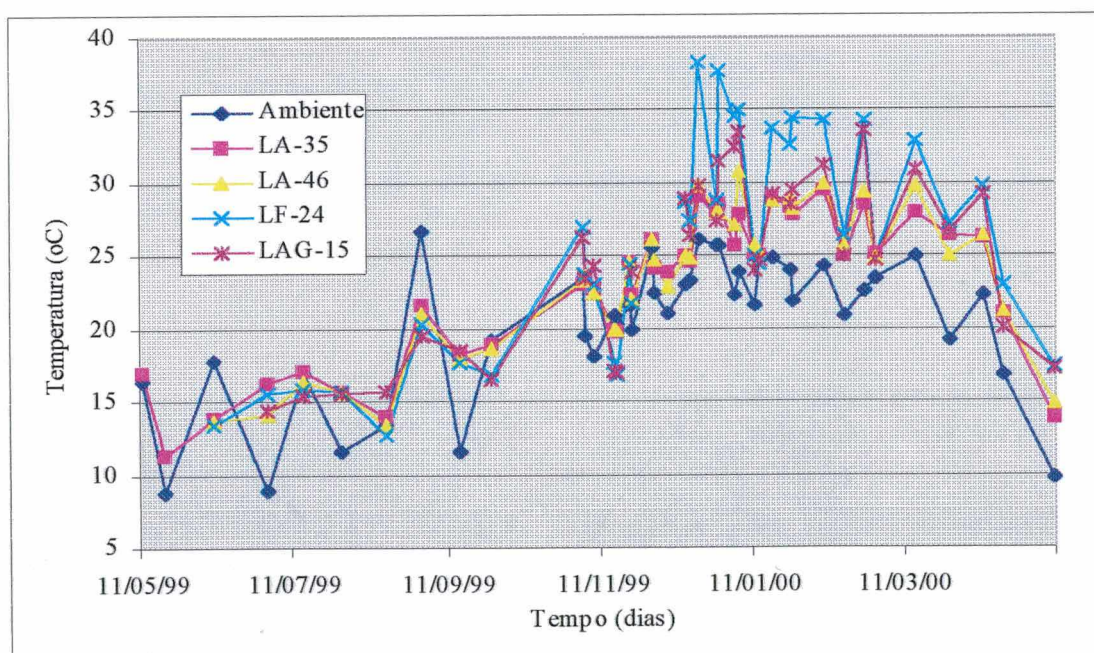


Figura 5.30. Variação da temperatura ambiente e nas lagoas do sistema 1



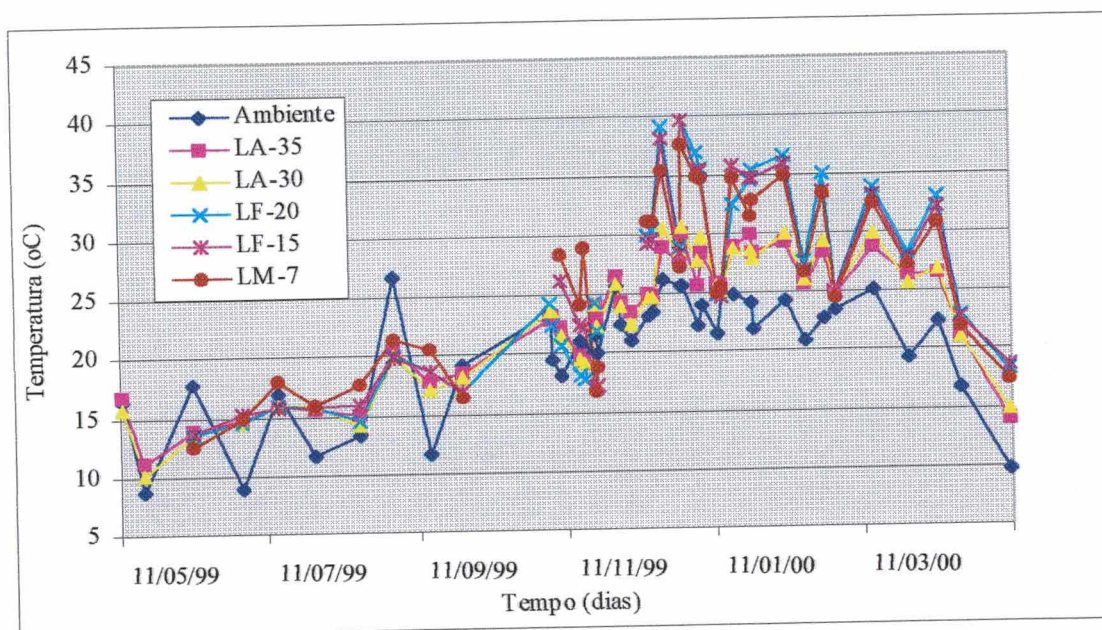


Figura 5.31. Variação da temperatura ambiente e nas lagoas do sistema 2

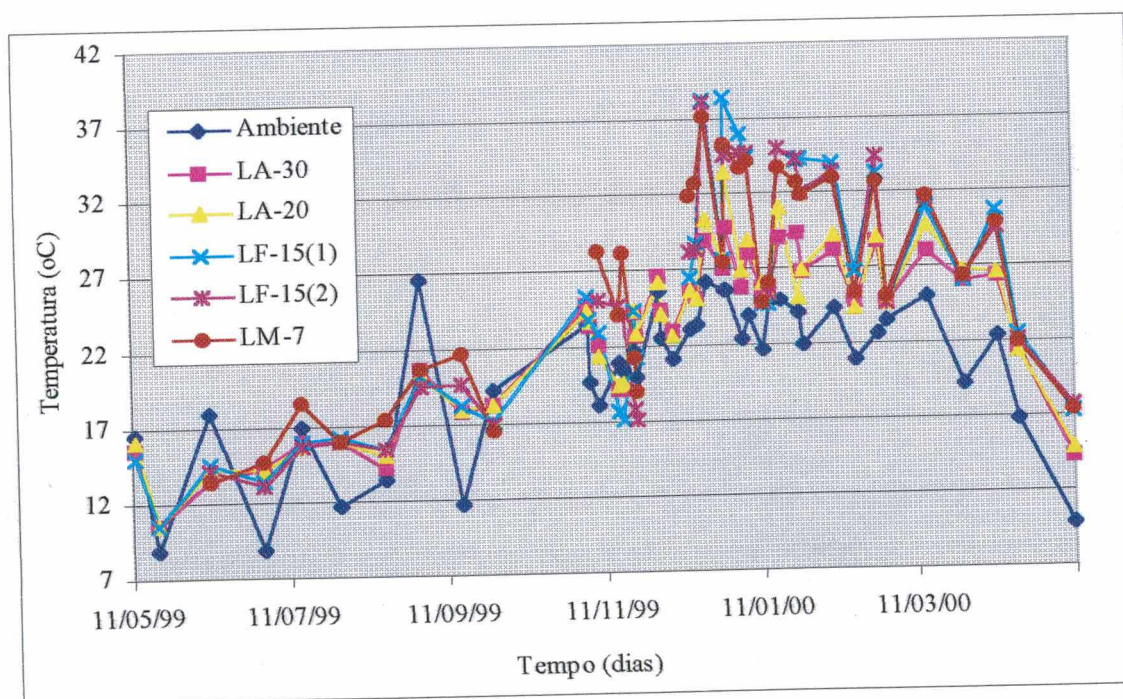


Figura 5.32. Variação da temperatura ambiente e nas lagoas do sistema 3



## CAPÍTULO 06

### 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados obtidos neste trabalho nos permitiram concluir que:

- A remoção da poluição expressa em: DQOt, DQOf, ST, SF, SV, PT e Pf, ocorreu na primeira lagoa anaeróbia de cada sistema, sendo continuada nas lagoas subseqüentes, porém, o NTK, é melhor removido pelas lagoas facultativas e de maturação.
- As eficiências de remoção dos parâmetros no sistema 1 foram: DQOt = 93%, DQOf = 92%, ST = 61%, SV = 81%, SF = 30 %, NTK = 81%, PT = 87%, Pf = 71%, CF = 92%.
- As eficiências de remoção dos parâmetros no sistema 2, foram: DQOt = 90%, DQOf = 91%, ST = 59%, SV = 79%, SF = 31%, NTK = 88%, PT = 85%, Pf = 75%, CF = 99%.
- As eficiências de remoção dos parâmetros no sistema 3, foram: DQOt = 92%, DQOf = 92%, ST = 62%, SV = 83%, SF = 32%, NTK = 86%, PT = 87%, Pf = 74%, CF = 99%.
- Pode-se considerar o sistema 3, como o melhor sistema na remoção de todos os parâmetros estudados, pois, apesar de possuir menor TDH (87 dias) que os demais (sistema 1: 120 dias e sistema 2: 107 dias), apresentou eficiências iguais ou superiores que os sistemas 1 e 2
- Ocorreu uma significativa liquefação e mineralização dos efluentes , principalmente no sistema 3

- No sistema 1, as  $C_v$  de DQOt ( $\text{Kg DQOt/m}^3\cdot\text{d}$ ), foram: LA-35 = 0,28 e LA-46 = 0,05. Já as  $C_v$  de SV ( $\text{kgSV/m}^3\cdot\text{d}$ ), foram: LA-30 = 0,12 e LA-20 = 0,03.
- As  $C_s$  de DQOt ( $\text{kg DQOt/ha.d}$ ) obtidas no sistema 1, foram: LF-24 = 235; LAG-15 = 174. Sendo as constantes de degradação em termos de DQOt,  $K (\text{d}^{-1})$ : LA-35 = 0,096, LA-46 = 0,020, LF-24 = 0,014, LAG-15 = 0,016
- As  $C_v$  de DQOt ( $\text{Kg DQOt/m}^3\cdot\text{d}$ ), obtidas no sistema 2, foram: LA-35 = 0,28 e LA-30 = 0,07. Já as  $C_v$  de SV ( $\text{kgSV/m}^3\cdot\text{d}$ ) nas lagoas anaeróbias, foram: LA-35 = 0,12 e LA-30 = 0,06.
- No sistema 2, as  $C_s$  de DQOt ( $\text{kg DQOt/ha.d}$ ), foram: LF-20 = 289; LF-15 = 225; LM-7 = 205. Sendo as constantes de degradação em termos de DQOt,  $K (\text{d}^{-1})$ : LA-35 = 0,102, LA-30 = 0,016, LF-20 = 0,014, LF-15 = 0,006 e LM-7 = 0,011
- As  $C_v$  de DQOt ( $\text{Kg DQOt/m}^3\cdot\text{d}$ ), obtidas no sistema 3, foram: LA-30 = 0,32 e LA-20 = 0,09. Já as  $C_v$  de SV ( $\text{kgSV/m}^3\cdot\text{d}$ ) nas lagoas anaeróbias, foram: LA-30 = 0,14 e LA-20 = 0,07.
- No sistema 3, as  $C_s$  de DQOt ( $\text{kg DQOt/ha.d}$ ), foram: LF-15(1) = 265; LF-15(2) = 230; LM-7 = 185. Sendo as constantes de degradação em termos de DQOt,  $K (\text{d}^{-1})$ : LA-30 = 0,151, LA-20 = 0,016, LF-15(1) = 0,010, LF-15(2) = 0,016 e LM-7 = 0,026
- As melhores  $C_v$ ,  $C_s$  e  $K$ , foram obtidas no sistema 3, podendo ser considerado como otimizador do sistema proposto por Medri (1997), pois, mesmo trabalhando com lagoas em escala piloto, obtivemos valores muito próximos ao obtidos por Medri. Porém, recomenda-se a avaliação desta

série de lagoas (sistema 3) em escala real, para validação destes parâmetros.

- Os efluentes oriundos de cada sistema (1, 2 e 3) não enquadram-se dentro dos padrões exigidos pela Legislação Ambiental de Santa Catarina, à exceção dos CF no sistema 3, sendo necessário um pós tratamento, como por exemplo: sistema de wetlands, irrigação e outros .
- Recomenda-se a análise da produção de odores e quantificação da produção de lodo.

## CAPÍTULO 7

### 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDARA, A. R.; ESTEBAN, J.M.L. Kinetic Study of the Anaerobic Digestion of the Solid Fraction of Piggery Slurries. ***Biomass and Bioenergy***. V.17, n.5, 1999, pp.435-443.
- ANDREADAKIS, A.D. Anaerobic digestion of piggery waste. ***Wat. Sci. Tech.***, v.25, n.1, 1992, pp.9-16.
- ASAE. D384,1. ***Manure Production and Characteristics***. Agricultural Sanitation and waste managment commitec. 1993.
- AZEVEDO ARAUJO, M.E. ***Pesquisa de digestibilidade de diversas matérias-primas***. Anais Sistemas de Biodigestão, 1º Encontro Nacional. Rio de Janeiro. 1980. 165p.
- BARTH, C .L. ***The rational design standard for anaerobic livestock lagoons***. IN: International symposium on agricultural waste, 5, 1985, Michigan. Proceedings Michigan: ASAE, 1985, p. 638 – 647.
- BAVARESCO, A.S.L; COSTA, R.H.R.; PERDOMO,C.C. Lagoas de aguapés em sistemas de tratamento de dejetos de suínos. IN: XXV Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria e Ambiental: Tratamiento de aguas residuales, (1996:México, D.F.). México: AIDIS, 1996. P. 41-47.



- BELLAVER, C. Relações da nutrição animal com a poluição ambiental. In: **Seminário Mineiro Sobre manejo e utilização de dejetos de suínos**, 1., 1995, Ponte Nova, MG. ANAIS. Ponte Nova: EPAMIG, 1997. pp.48-51.
- BELLI, F. P. **Stockage e Todeus des Dejections Animaies, Cas du Lisier de Porc**. Thèse de Doctorat de L'Université de Rennes I. France. 1995.
- BELLI F°, P. & MARTIM, G.A. Avaliação de maus odores de emissão gasosas provenientes da suinocultura. **Biotemas**. v.11, n.2, 1998, p. 85-96.
- BENEFIELD, L. D. ; RANDALL, C. W. **Biological process design for wastewater treatment**. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ, 1980. 526 pp.
- BICUDO, J.R.; SAFLEY JR, L.M.; WESTERMAM, P. H. Nutrient content and sludge volumes in single – cell recycle anaerobic swine lagoons in north Carolina. **Transactions of the ASAE**. v.42, n.4, 1999, p.1087-1093.
- BRANCO, S. **Hidrologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. 2º ed. São Paulo: CETESB, 1978.
- BRADLEY, R.M. BOD removal efficiencies in two stabilization lagoons in series in Malaysia. **Wat. Pollut. Control**, v.82, n.1, 1983, p. 114-122.
- CETESB, **Operação e manutenção de lagoas anaeróias e facultativas**. Companhia de Tecnologia de saneamento Ambiental – CTESB, São Paulo. 1989, 91p.
- CARMO-JUNIOR, G.N.R. **Aplicabilidade do reator anaeróbico de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) para o tratamento de resíduos**

***líquidos da suinocultura***. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, SC. 1998.65pp.

CAZARRÉ, M.M. **Otimização de lagoas anaeróbias para tratamento de dejetos de suínos**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, SC. 2000 .112 pp.

CHUGHTAI, M.I.D.; KHURSHID; A. Impact of climate on the removal pf micro-organism by waste stabilization ponds. ***Pakistan journal of Biochimistry***. V.24, n.1-2, 1991, pp.19-35.

COHEN, T. ***Optimization of Anaerobic Digestion of Soluble Carboydrate Containing WasteWaters by Phase Separation***. Amsterdam. 1982. 83p.

COSTA, R.H.R., SILVA, F. C. M., OLIVEIRA, P.A.V. ***Preliminary studies on the use of lagoons in treatment of hog wastw products***. IN: 3<sup>rd</sup>. IAWQ International Specialist Conference and Worshop. Waste Stabilization Ponds: Tecnology na Aplicacions. João Pessoa: IAWQ, 1995.

COSTA, R.H.R.; OLIVEIRA, P.A.V.; SILVA, F. C. M, ***Estudo de tratamentos preliminares para dejetos de suínos***. IN: 18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e ambiental. Salvador, BA. ABES, 1996.

DALAVÉQUIA, M.A. ***Influência de fatores ambientais na densidade populacional de borrachudos (Diptera:Simuliidae) em duas localidades da ilha de Santa Catarina***. Trabalho de conclusão de curso em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1997, 51p.

ELLIS, K.V. & RODRIGUES, P. C.C. Verification of two design approaches for stabilization ponds. ***Wat. Res.*** v.27, n.9, 1993, p.1447-1454.

ELLIS, K.V. & RODRIGUES, P. C.C. Developments to the first-order, complete-mix design approach for stabilization ponds. **Wat. Res.** v.29, n.5, 1995, p.1343-1351.

GOMES, M.F.M; GIROTO, A.F.; TALAMINI, D.J.D.; LIMA, G.J.M.M.D.; MORES, N.; TRAMONTINI, P. **Análise prospectiva do complexo agro-industrial de suínos no Brasil**. Concórdia: EMBRAPA –CNPSA, 1992, 108p.

GOSMANN, H.A. **Estudos comparativos com bioesterqueira e esterqueira para armazenamento e valorização dos dejetos de suínos**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, SC. 1997. 126 pp

GOULART, M.R. **Processo de compostagem: alternativa complementar para o tratamento de camas biológicas de dejetos de suínos**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, SC.. 1997. 128pp

HENZE, M.; HARREMOËS, P. **Review Paper: Anaerobic Treatment of Wastewater in Fixed Film Reactors**. Anais IAWPR – Specialised Seminar. Copenhagen, Denmark. 1982. 414 p.

HOODA, P.S.; EDWARDS, A.C.; ANDERSON, H.A. MILLER, A. A review of water quality concerns in livestock farming areas. **The Science of the total environment**. v. 250, n. 1-3 2000, pp.143-167.

HOSETTI, B; FROST, S. A Review of the Control of Biological Waste treatment in Stabilization Ponds. **Critical Reviews in Environment Science and Technology**. v.28, n. 2, 1998. pp. 193-218.

INSTITUTO DE PLANEJAMENTO E ECONOMIA AGRÍCOLA DE SANTA CATARINA – ICEPA. **Oeste de Santa Catarina: Diagnóstico Geral do Setor Agrícola, Evolução, Situação Atual e Perspectivas.** Florianópolis, SC, 1990. 94p.

INSTITUTO DE PLANEJAMENTO E ECONOMIA AGRÍCOLA DE SANTA CATARINA – ICEPA. **Informe Conjuntural.** N. 714, ano XVI, Florianópolis, SC, 1998.

INSTITUTO DE PLANEJAMENTO E ECONOMIA AGRÍCOLA DE SANTA CATARINA – ICEPA. **Bacias Hidrográficas do Estado de Santa Catarina** Florianópolis, SC, 1997. 172p.

JAMES, A. Na alternative approach to the design of waste stabilization ponds. **Wat. Sci. Tech.**, v.19, n.12, 1987, p. 213-218.

JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos.** 3ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995, 720p.

KONSEN, E.A. **Manejo e utilização dos dejetos de suínos em crescimento e terminação, manejos em forma líquida.** Dissertação de mestrado, UFMG, Belo Horizonte, 1980, 56p

LOEHR, R.C. **Agricultural waste management: problems, processes and approaches.** New York: Academic Press, 1974, 576p.

LUMBERS, J.P. Waste stabilization ponds: design considerations and methods. **Pub. Hlth. Eng.** v.7, n.2, 1979, p.70-77.

MARA, D.D. A note on the design of facultative sewage lagoons – discussion. **Wat. Res.** v.9, 1975, p. 595-597.



MARA, D. D.; SILVA, S.A. Sewage treatment in waste stabilization ponds: recent research in northeast Brazil. *Prog. Wat. Tech.* v.11, n.1/2, 1979, p.341-344.

MARA, D.D., PEARSON, H. Artificial freshwater environmental: Waste stabilization ponds. *Biotechnology*, v. 8, 1986, p. 77-206.

MARAIS, G. V. R. *Dynamic behaviour of oxidation ponds*. IN:Proc. 2<sup>nd</sup> Symp. Waste Treatment Lagoons, 1970. p.15-43.

MATHEUS, E. M; GIANOTTI, E. P; MORAES, A. J. Correlações entre clorofila, SVT e DQO. *Rev. DAE.* , v.49, n.154, p. 20-23, 1989.

MEDRI, W; COSTA, R.H.R; PERDOMO, C.C. *Estudo econômico preliminar de sistema de tratamento: lagoas anaeróbia e facultativas para dejetos de suínos*. IN: 25º AIDIS – Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, México, D.F. v.1, 1996, p. 388 - 395

MEDRI, W. *Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos*. Tese de doutorado em Engenharia de Produção pela Universidade Federal de Santa Catarina. 1997. 205 p.

MENDES, B.S.; NASCIMENTO, M.J.; PEREIRA, M.I.; BAILEY,G.; LAPA,N.; MORAIS, J. OLIVEIRA, J.S. Efficiency of removal in stabilization ponds II. Statistical analysis of K values. *Wat. Sci. Tech.* v.31, n.12, 1995, p.231-238.

METCALF & EDDY. *Ingeniería Sanitaria – Tratamiento, Evacuación y Reutilización de Aguas Residuales*. Ed. Labor, S.A, Barcelona, Espanha, 1985. 970p.

MEYNELL, P.J. *Methane: Planning a Digester*. Ed. Prism Press. Great Britain. 1976. 150 p.

MIDDLEBROOKS, E.J. Design Equations for DBO Removal in Facultative Ponds. *Wat. Sci. Tech.* v.19, n.12, 1987, pp.187-193.

MORAIS, G.V.R; SHAW, V.A. A rational theory for the design of sewage stabilization ponds in Central and South Africa. *Trans. S. Africa Inst. Civil Eng.* 1961, p.1-23

OLESZKIEWICZ, J.A; KOZIARSKI, S. Kinetics of piggery wastes treatment in anaerobic lagoons. *Agricultural Wastes* v.16, n.1, 1986, p. 13-25

OLIVEIRA, P.A.V. (Coord.) et al. *Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos*. Concórdia, SC. EMBRAPA – CNPSA, doc. 27, 1993. 188p

OLIVEIRA, P.A.V.. *Dia de campo sobre manejo e utilização de dejetos de suínos*. Concórdia, SC. EMBRAPA – CNPSA, 1994. 47 p

OLIVEIRA, P.A.V. Impacto ambiental causado pelos dejetos de suínos. In: *Instalações e manejo para suinocultura empresarial*. São Paulo, Ed. Ícone, 1997, pp.63-83.

OLIVEIRA, P.A.V.; COSTA, R.H.R.; TROGLIO, J. *Lagoons for treatment of waste products from hogs: exemple of Coopercentral*, IN: 3<sup>rd</sup> IAWQ. International specialist conference and workshop. Waste stabilization ponds:

technology na applications. (1995: João Pessoa, PB). João Pessoa: IAWQ, 1995.

PAULILO, M.I.S. **Produtor e Agroindústria; Consensos e Dissensos**. Ed. UFSC. Florianópolis, SC. 1990, 182p.

PEARSON, H.W. et al. The influence of pond geometry and configuration on facultative and maturation waste stabilization pond performance and efficiency. **Wat.Sci. Tech.** v.31, n.12, 1995, pp.129-139.

PEARSON, H.W. Expanding the Horizons of Pond Technology and Application in na Environmentally Conscious World. **Wat. Sci. Tech.** v.33, n.7, 1996, pp.1-9.

PERDOMO, C.C. Uso racional de água no manejo de dejetos de suínos. In: **Seminário Mineiro Sobre manejo e utilização de dejetos de suínos**, 1., 1995, Ponte Nova, MG. ANAIS. Ponte Nova: EPAMIG, 1995. pp.8-23.

PERDOMO, C.C. & LIMA, G.J.M.M. Considerações sobre a questão dos dejetos e o meio ambiente. In: **Suinocultura intensiva: produção, manejo e saúde do rebanho**, Concórdia, SC. EMBRAPA – CNPSA, 1998. pp.223-234.

POLPRASERT, C.; DISSANAYAKE, M.G.; THANH, N.C. Cacterial die-off kinetics in waste stabilization ponds. **CEPiS/OPS/OMS**, 1998, pp. 1-6

SAFLEY, L.M; WESTERMAN, P.W. Low temperature digestion of dairy and swine manure. **Bioresource technol.** v. 47. 1994. p.165-171

SAFLEY, L.M. Building na managing swine lagoons. **American association of Swine Practitioners**, 1996.

SAFLEY, L.M. et al. Lagoon Management. **Pork Industry Handbook**, West  
lafayette. Available World Wide

Web: [URL:http://hermes.ecn.purdue.edu.8001/cgi/convert?PIH-62](http://hermes.ecn.purdue.edu.8001/cgi/convert?PIH-62). 1997.

SCHERER, E.E. & BALDISSERA, I.T. DIAS, L.X. Potencial fertilizante do esterco líquido de suínos na região oeste de Catarinense. **Agropecuária Catarinense**. Florianópolis, v8, n2, 1995, pp.35-39.

SEGANFREDO, M. **Efeito de dejetos líquidos de suínos sobre algumas características físicas do solo**. II Reunião Sul-Brasileira de ciência do solo, Santa Maria – RS, 1998, pp. 167-169.

SIDDIQI. R. H.; HANDA, B.K. Evaluation of some stabilization ponds in India. **J. Sanit. Eng. Div., A.S.C.E., SAI**, 1971, p.91-100.

SILVA, P.R. **Lagoas de Estabilização para Tratamento de Resíduos de suínos**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. São Carlos, 1973.

SILVA, S.A.; MARA,D.D. **Tratamentos biológicos de águas residuárias – Lagoas de estabilização**. 1ª ed. Rio de Janeiro : ABES,1979. 139pp.

SILVA, F.C.M. **Tratamento dos dejetos de suínos utilizando lagoa de alta taxa de degradação em batelada**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC/SC, 1996. 115pp.

SPERLING, V.M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – lagoas de estabilização**. Editora DESA, 1ª ed, v. 3. Belo Horizonte, MG, 1996. 134pp.



TESTA, V. M.; NADAL, R.; MIOR, L.C.; BALDISSERA, I.T.; CORTINA, N. **O Desenvolvimento Sustentável do Oeste de Santa Catarina.**

Florianópolis, SC. EPAGRI, 1996. 247pp.

TUMELERO, I.L. **Avaliação de materiais para sistema de criação de suínos sobre cama.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC/SC. 1998.

UHLMANN, D. BOD. Removal rates of waste stabilization ponds as a function of loading, retention time, temperature and hydraulic flow pattern. **Wat. Res.** v. 13, 1979. p.193-200.

ULUATAM, S.S; KURUM, Z. Evaluation of the waster stabilization pond at the metu treatment plant. **Intern. J. Enverionmental Studies**, v.41, n.1-2, 1992, p.71-80.

VAN VELSEN, A.F.M. **Anaerobic digestion of piggery waste.** Wageningen, 1982. 103 p.

## ANEXOS

### Anexo I

Tabela I.1. Concentração de DQOt (mg/l) para as lagoas que compõem sistema 1

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-35	LA-46	LF-24	LAG-15
11/05/99	68	38550	18050			
20/05/99	78	32300	8050			
09/06/99	98	7600	6100	4275	1080	
30/06/99	119	17200	9400	4050	2430	1490
15/07/99	134	18900	13500	3520	2540	1960
30/07/99	149	31500	18800	4100	2670	1790
17/08/99	167	12500	5400	3470	2870	2480
31/08/99	181	20700	5500	3510	2140	1960
15/09/99	196	11500	3540	2990	2710	2150
28/09/99	209	9300	2900	2890	3100	1720
25/10/99	236	17750	3150	4150	2325	1600
22/11/99	263	7100	1000	700		
06/12/99	277	10100	1700	1260		
20/12/99	291	8800	1775	1400	620	250
03/01/00	305	6900	6700	1380	1120	770
17/01/00	319	8300	1550	1300	960	860
31/01/00	333	11050	1915	1310	1285	1190
15/02/00	347	15500	1875	1260	1100	1020
28/02/00	361	5100	1500	875	740	540
13/03/00	375	10450	1575	875	760	800
27/03/00	389	6100	1450	900	775	580
10/04/00	403	6050	1375	900	680	590
24/04/00	417	7975	2175	1280	780	630
09/05/00	431	11750	2180	1140	900	610
22/05/00	445	18400	3340	1180	740	600

Tabela I.2. Concentração de DQOt (mg/l) para as lagoas que compõem sistema 2

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-35	LA-30	LF-20	LF-15	LM-7
11/05/99	68	38550	11050	3290			
20/05/99	78	32300	3850	3750			
09/06/99	98	7600	5050	2900		2850	1090
30/06/99	119	17200	9900	7900	2320	1620	1370
15/07/99	134	18900	8100	3660	2240	1730	1580
30/07/99	149	31500	8500	3810	2630	1580	1510
17/08/99	167	12500	7500	4000	2890	2440	2180
31/08/99	181	20700	8100	3430	1790	1210	1410
15/09/99	196	11500	3100	2840	2460	2350	1920
28/09/99	209	9300	5200	2490	2370	2340	1500
25/10/99	236	17750	3650	2450	2000	2325	1575
22/11/99	263	7100	1200	950			
06/12/99	277	10100	1675	1310			
20/12/99	291	8800	1475	1480	720	250	
03/01/00	305	6900	2800	1775	1400	1300	840
17/01/00	319	8300	1175	1100	1075	955	775
31/01/00	333	11050	2335	1950	1890	1525	1280
15/02/00	347	15500	2625	1200	1125	1400	1600
28/02/00	361	5100	2080	1340	970	1130	1410
13/03/00	375	10450	1975	1260	740	900	1210
27/03/00	389	6100	1580	1150	1025	925	680
10/04/00	403	6050	2075	1240	920	800	820
24/04/00	417	7975	2325	1725	1240	1180	760
09/05/00	431	11750	2580	1480	1270	1050	960
22/05/00	445	18400	3050	1750	1110	900	820



Tabela I.3. Concentração de DQOt (mg/l) para as lagoas que compõem sistema 3

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-30	LA-20	LF-15(1)	LF-15(2)	LM-7
11/05/99	68	38550	10450	4060	3570		
20/05/99	78	32300	5900	3530	2450		
09/06/99	98	7600	5850	2025	1940	1280	670
30/06/99	119	17200	11400	4800	3300	1780	1610
15/07/99	134	18900	10300	5700	3890	2470	2840
30/07/99	149	31500	16600	5000	4360	3320	3450
17/08/99	167	12500	12000	5840	4300	2970	2380
31/08/99	181	20700	14500	4930	2660	2680	2070
15/09/99	196	11500	3400	2670	3010	2990	2780
28/09/99	209	9300	5900	3090	3440	2780	2510
25/10/99	236	17750	9100	3850	3700	3550	3025
22/11/99	263	7100	2600	2150			
06/12/99	277	10100	1350	1240			
20/12/99	291	8800	1525	1280	1190	330	
03/01/00	305	6900	2450	1920	1800	1400	1250
17/01/00	319	8300	1750	1610	1525	1450	1200
31/01/00	333	11050	2175	1590	1565	1700	1810
15/02/00	347	15500	1700	1700	1225	1125	1687
28/02/00	361	5100	1200	1190	900	1190	1100
13/03/00	375	10450	2300	1025	880	900	1300
27/03/00	389	6100	1400	880	850	1020	1140
10/04/00	403	6050	1300	950	600	820	680
24/04/00	417	7975	1775	1300	1120	820	840
09/05/00	431	11750	1960	1220	1080	1010	760
22/05/00	445	18400	1940	1210	1110	720	850

Tabela I.4. Concentração de DQOf (mg/l) para as lagoas que compõem sistema 1

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-35	LA-46	LF-24	LAG-15
20/05/99	78	11900	4050			
09/06/99	98	3010	1750	1500	880	
30/06/99	119	3750	5690	3110	1970	1450
15/07/99	134	11900	5650	3300	1960	1580
30/07/99	149	15450	6250	2600	2110	1350
17/08/99	167	12050	4090	3150	2460	2210
31/08/99	181	14000	4800	4150	2140	1740
15/09/99	196	12950	2150	2150	2270	2060
28/09/99	209		2550	2350	2040	1590
25/10/99	236	13500	2875	2200	1825	1355
22/11/99	263	6050	310	330	280	
20/12/99	291	5090	1200	980	390	105
17/01/00	319	5110	1260	930	800	730
15/02/00	347	10870	1185	950	745	690
13/03/00	375	4420	1020	810	720	700
27/03/00	389	5275	1010	880	670	555
10/04/00	403	5190	1140	893	605	415
24/04/00	417	5600	1730	750	640	590
09/05/00	431	8300	1270	660	590	465
22/05/00	445	6660	2020	880	710	485

Tabela I.5. Concentração de DQOf (mg/l) para as lagoas que compõem sistema 2

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-35	LA-30	LF-20	LF-15	LM-7
20/05/99	78	11900	3300	2400			
09/06/99	98	3010	3330	1420	780	858	475
30/06/99	119	3750	6680	3490	2150	1450	1280
15/07/99	134	11900	5450	2850	2180	1340	1420
30/07/99	149	15450	4650	3450	2620	1240	1270
17/08/99	167	12050	6650	3470	2390	1850	1730
31/08/99	181	14000	4950	3080	1670	980	1210
15/09/99	196	12950	2750	2400	1960	2260	1700
28/09/99	209		2200	2050	1720	1150	1120
25/10/99	236	13500	2985	2300	2025	3300	1825
22/11/99	263	6050	410	430	400		
20/12/99	291	5090	1100	1225	480	118	
17/01/00	319	5110	1050	990	981	868	435
15/02/00	347	10870	2410	1180	1110	1030	920
13/03/00	375	4420	1510	1020	690	810	780
27/03/00	389	5275	1400	910	825	630	465
10/04/00	403	5190	1980	1198	890	753	689
24/04/00	417	5600	1999	1250	980	960	390
09/05/00	431	8300	1700	990	730	550	500
22/05/00	445	6660	2190	1085	880	760	480

Tabela I.6. Concentração de DQOf (mg/l) para as lagoas que compõem sistema 3

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-30	LA-20	LF-15(1)	LF-15(2)	LM-7
20/05/99	78	11900	3050	2800	2350		
09/06/99	98	3010	3777	2190	990	570	400
30/06/99	119	3750	6100	4420	2710	1840	1080
15/07/99	134	11900	6350	3950	3850	2650	1840
30/07/99	149	15450	6750	4900	3970	3450	3270
17/08/99	167	12050	7720	5390	4880	3510	2880
31/08/99	181	14000	7350	5100	3030	2100	1820
15/09/99	196	12950	3750	3050	2650	2320	2520
28/09/99	209		2650	2600	2860	2460	1970
25/10/99	236	13500	5200	4200	3525	2615	2620
22/11/99	263	6050	350	430	480		
20/12/99	291	5090	960	935	525	260	
17/01/00	319	5110	1090	1000	930	890	810
15/02/00	347	10870	1320	990	805	890	920
13/03/00	375	4420	1080	990	600	650	920
27/03/00	389	5275	860	685	600	570	355
10/04/00	403	5190	1250	880	575	480	468
24/04/00	417	5600	1430	820	660	490	430
09/05/00	431	8300	790	740	700	360	300
22/05/00	445	6660	1260	785	738	515	490



Tabela I.7. Concentração de NTK (mg/l) para as lagoas que compõem sistema 1

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-35	LA-46	LF-24	LAG-15
11/05/99	68	2829	1807			
20/05/99	78	3905	1741			
09/06/99	98	1590	1780	985	385	
30/06/99	119	1714	2039	1293	962	672
15/07/99	134	2254	1732	1390	976	729
30/07/99	149	4640	2837	1606	1134	771
17/08/99	167	2204	2268	1663	1121	769
31/08/99	181	2121	1651	1588	1092	771
15/09/99	196	1880	1941	1775	1038	991
28/09/99	209	1740	1936	1672	913	617
25/10/99	236	2482	1811	1451	969	759
22/11/99	263	945	1466	1324	886	
06/12/99	277	1200	1415	1088		
20/12/99	291	1208	1244	978	361	49
03/01/00	305	1176	1254	998	461	134
17/01/00	319	949	1071	869	415	264
31/01/00	333	1196	981	751	486	256
15/02/00	347	1429	950	735	346	259
28/02/00	361	1167	918	685	331	159
13/03/00	375	1425	893	690	347	146
27/03/00	389	945	858	606	287	164
10/04/00	403	1133	942	656	387	242
24/04/00	417	1061	998	631	374	254
09/05/00	431	1446	1025	700	401	289

Tabela I.8. Concentração de NTK (mg/l) para as lagoas que compõem sistema 2

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-35	LA-30	LF-20	LF-15	LM-7
11/05/99	68	2829	1460	1060			
20/05/99	78	3905	1495	1007			
09/06/99	98	1590	1698	1244	336	166	336
30/06/99	119	1714	1924	1379	897	636	474
15/07/99	134	2254	1967	1395	1235	588	578
30/07/99	149	4640	2261	2073	1134	568	576
17/08/99	167	2204	2607	1626	1453	487	966
31/08/99	181	2121	2017	1557	1686	399	509
15/09/99	196	1880	2137	1723	1084	999	220
28/09/99	209	1740	1902	1549	774	466	368
25/10/99	236	2482	1958	1459	1021	676	384
22/11/99	263	945	1439	1253	808		
06/12/99	277	1200	1358	1079			
20/12/99	291	1208	1281	1058	364	12	
03/01/00	305	1176	1257	1015	527	161	54
17/01/00	319	949	1066	925	549	261	71
31/01/00	333	1196	976	859	583	298	115
15/02/00	347	1429	955	773	440	234	203
28/02/00	361	1167	906	737	395	252	155
13/03/00	375	1425	915	738	328	216	137
27/03/00	389	945	834	648	366	197	91
10/04/00	403	1133	974	685	403	223	144
24/04/00	417	1061	1032	675	418	269	128
09/05/00	431	1446	982	724	445	284	202

Tabela I.9. Concentração de NTK(mg/l) para as lagoas que compõem sistema 3

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-30	LA-20	LF-15(1)	LF-15(2)	LM-7
11/05/99	68	2829	1730	1101	816		
20/05/99	78	3905	1739	1154	838		
09/06/99	98	1590	1439	1086	411	408	353
30/06/99	119	1714	1475	1064	1086	727	510
15/07/99	134	2254	2067	1593	1344	978	1954
30/07/99	149	4640	2471	1853	1441	1445	951
17/08/99	167	2204	2286	2436	3282	1036	851
31/08/99	181	2121	2345	1788	1364	988	737
15/09/99	196	1880	1943	1850	1007	1067	677
28/09/99	209	1740	1858	1701	620	550	511
25/10/99	236	2482	2073	1564	1265	1148	827
22/11/99	263	945	1327	1219	940		
06/12/99	277	1200	1358	1155			
20/12/99	291	1208	1266	1122	439	73	
03/01/00	305	1176	1239	871	615	332	90
17/01/00	319	949	1054	966	542	407	163
31/01/00	333	1196	930	876	608	371	178
15/02/00	347	1429	914	790	382	297	198
28/02/00	361	1167	887	818	416	224	126
13/03/00	375	1425	1042	774	371	201	146
27/03/00	389	945	827	606	447	242	138
10/04/00	403	1133	886	788	516	308	179
24/04/00	417	1061	942	787	565	315	183
09/05/00	431	1446	984	812	345	583	214

Tabela I.10. Concentração de Nf (mg/l) para as lagoas que compõem sistema 1

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-35	LA-46	LF-24	LAG-15
20/05/99	78	1.775	1.273			
09/06/99	98	1.117	1.360	735	440	
30/06/99	119	1.477	1.587	1.195	813	579
15/07/99	134	1.926	1.612	1.218	993	620
30/07/99	149	2.224	1.863	1.396	1.043	702
17/08/99	167	1.794	1.858	1.520	1.080	805
31/08/99	181	1.677	1.831	1.496	935	675
15/09/99	196	1.865	1.675	1.525	1.740	1.496
28/09/99	209	918	1.316	1.287	803	588
25/10/99	236	1.696	1.412	1.226	813	578
22/11/99	263	1.226	1.106	840	783	
06/12/99	277	1.248	1.145	1.060		
20/12/99	291	1.083	956	866	305	32
17/01/00	319	978	822	766	368	217
15/02/00	347	1.170	773	573	292	196
13/03/00	375	1.221	733	560	323	129
27/03/00	389	862	684	482	314	140
10/04/00	403	1.015	773	526	333	225
24/04/00	417	993	954	606	381	242
09/05/00	431	1.130	986	622	362	199

Tabela I.11. Concentração de Nf (mg/l) para as lagoas que compõem sistema 2

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-35	LA-30	LF-20	LF-15	LM-7
20/05/99	78	1.775	1.309	857			
09/06/99	98	1.117	1.314	822	216	288	144
30/06/99	119	1.477	1.524	1.250	770	548	376
15/07/99	134	1.926	1.553	1.220	894	395	469
30/07/99	149	2.224	1.786	1.384	1.853	469	469
17/08/99	167	1.794	1.816	1.483	1.287	680	528
31/08/99	181	1.677	1.834	1.511	1.680	1.482	684
15/09/99	196	1.865	1.682	689	1.027	704	260
28/09/99	209	918	1.039	752	782	351	335
25/10/99	236	1.696	1.322	1.123	773	585	328
22/11/99	263	1.226	1.202	1.111	698		
06/12/99	277	1.248	1.145	981			
20/12/99	291	1.083	905	671	261	24	
17/01/00	319	978	1.015	810	520	212	54
15/02/00	347	1.170	805	645	377	186	143
13/03/00	375	1.221	812	604	347	232	93
27/03/00	389	862	729	537	321	150	95
10/04/00	403	1.015	859	555	335	186	127
24/04/00	417	993	885	651	384	235	108
09/05/00	431	1.130	911	661	381	262	170



Tabela I.12. Concentração de Nf (mg/l) para as lagoas que compõem sistema 3

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-30	LA-20	LF-15(1)	LF-15(2)	LM-7
20/05/99	78	1.775	1.369	930	652		
09/06/99	98	1.117	1.326	985	394	336	276
30/06/99	119	1.477	1.649	1.467	957	641	395
15/07/99	134	1.926	1.641	1.428	1.228	1.226	746
30/07/99	149	2.224	1.885	1.700	974	1.295	1.725
17/08/99	167	1.794	1.050	815	1.494	1.063	829
31/08/99	181	1.677	2.610	2.164	1.227	887	653
15/09/99	196	1.865	1.713	1.327	1.265	1.043	607
28/09/99	209	918	1.795	1.634	1.049	770	595
25/10/99	236	1.696	1.380	1.341	1.011	840	661
22/11/99	263	1.226	1.202	1.165	901		
06/12/99	277	1.248	1.145	1.104			
20/12/99	291	1.083	922	830	310		
17/01/00	319	978	961	798	456	322	115
15/02/00	347	1.170	778	655	334	247	147
13/03/00	375	1.221	766	647	323	146	113
27/03/00	389	862	713	582	368	200	95
10/04/00	403	1.015	778	629	418	264	139
24/04/00	417	993	839	724	506	298	164
09/05/00	431	1.130	804	675	530	277	168

Tabela I.13. Concentração de PT(mg/l) para as lagoas que compõem sistema 1

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-35	LA-46	LF-24	LAG-15
11/05/99	68	530	480			
20/05/99	78	860	245			
09/06/99	98	330	280	95	41	
30/06/99	119	520	300	215	67	51
15/07/99	134	440	230	93	76	58
30/07/99	149	1090	510	119	99	66
17/08/99	167	450	290	111	107	96
31/08/99	181	620	200	113	86	85
15/09/99	196	330	100	119	102	82
28/09/99	209	240	150	98	145	51
25/10/99	236	290	180	80	90	75
22/11/99	263	270	95	90	90	
06/12/99	277	310	93	62		
20/12/99	291	310	80	61	33	20
03/01/00	305	230	80	67	51	35
17/01/00	319	290	85	68	54	60
31/01/00	333	214	71	54	53	52
15/02/00	347	445	88	60	45	54
28/02/00	361	340	75	50	46	46
13/03/00	375	270	53	38	36	40
27/03/00	389	170	65	45	38	38
10/04/00	403	210	73	44	36	36
24/04/00	417	295	93	42	33	35
09/05/00	431	330	70	46	32	32
22/05/00	445	530	75	47	34	34

Tabela I.14. Concentração de PT (mg/l) para as lagoas que compõem sistema 2

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-35	LA-30	LF-20	LF-15	LM-7
11/05/99	68	530	275	117			
20/05/99	78	860	125				
09/06/99	98	330	115	110	31	18	15
30/06/99	119	520	390	340	54	57	58
15/07/99	134	440	106	65	65	58	52
30/07/99	149	1090	160	111	92	70	67
17/08/99	167	450	400	119	57	90	94
31/08/99	181	620	310	130	75	54	65
15/09/99	196	330	210	121	98	80	86
28/09/99	209	240	190	96	210	49	41
25/10/99	236	290	240	105	85	95	90
22/11/99	263	270	85	70	95		
06/12/99	277	310	90	61			
20/12/99	291	310	80	62	34	6	
03/01/00	305	230	88	57,5	52,5	37,5	26
17/01/00	319	290	70	62	60	47,2	35
31/01/00	333	213,74	60	57	56	58	51
15/02/00	347	445	82,5	54	47,5	63,7	64
28/02/00	361	340	70	42,5	45	65	67,5
13/03/00	375	270	60	48	36	28	30
27/03/00	389	170	67,5	45	47,5	45	52
10/04/00	403	210	67,5	44	40	40	38
24/04/00	417	295	72,5	52,5	40	58	35
09/05/00	431	330	82	52	43	41	39
22/05/00	445	530	90	62	47	44	44

Tabela I.15. Concentração de PT(mg/l) para as lagoas que compõem sistema 3

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-30	LA-20	LF-15(1)	LF-15(2)	LM-7
11/05/99	68	530	325	112	96		
20/05/99	78	860	130	86	84		
09/06/99	98	330	150	95	49	49	45
30/06/99	119	520	125	87	93	66	63
15/07/99	134	440	300	134	103	79	89
30/07/99	149	1090	500	130	123	102	120
17/08/99	167	450	340	129	131	107	104
31/08/99	181	620	330	135	131	95	86
15/09/99	196	330	110	108	106	105	100
28/09/99	209	240	240	116	72	71	57
25/10/99	236	290	360	105	110	95	105
22/11/99	263	270	110	80	95		
06/12/99	277	310	85	66			
20/12/99	291	310	85	62	51	21	
03/01/00	305	230	105	60	60	48	45
17/01/00	319	290	82	75	70	63	55
31/01/00	333	214	81	63	60	74	78
15/02/00	347	445	90	52	43	60	66
28/02/00	361	340	70	48	40	58	55
13/03/00	375	270	88	38	36	42	39
27/03/00	389	170	55	43	38	36	30
10/04/00	403	210	55	43	36	38	38
24/04/00	417	295	70	43	36	44	38
09/05/00	431	330	60	46	36	43	41
22/05/00	445	530	77	48	45	39	40

Tabela I.16. Concentração de Pf (mg/l) para as lagoas que compõem sistema 1

<b>Data</b>	<b>Tempo (dias)</b>	<b>Entrada</b>	<b>LA-35</b>	<b>LA-46</b>	<b>LF-24</b>	<b>LAG-15</b>
20/05/99	78	80	40			
09/06/99	98	92	81	48	32	
30/06/99	119	55	92	73	51	45
15/07/99	134	130	80	70	58	55
30/07/99	149	260	115	60	56	46
17/08/99	167	85	100	72	81	93
31/08/99	181	165	85	92	83	69
15/09/99	196	295	85	75	79	71
28/09/99	209	120	80	80	55	50
25/10/99	236	195	60	55	55	44
22/11/99	263	180	13	12	14	
06/12/99	277	174	62	58		
20/12/99	291	72	55	49	22	9
17/01/00	319	98	49	46	42	30
15/02/00	347	159	43	43	38	34
13/03/00	375	60	35	34	35	30
27/03/00	389	116	45	37	32	28
10/04/00	403	56	40	36	34	33
24/04/00	417	80	61	32	32	32
09/05/00	431	108	42	28	23	24
22/05/00	445	107	48	33	28	26



Tabela I.17. Concentração de Pf (mg/l) para as lagoas que compõem sistema 2

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-35	LA-30	LF-20	LF-15	LM-7
20/05/99	78	80	25				
09/06/99	98	92	79	47	21	21	16
30/06/99	119	55	111	72	45	55	22
15/07/99	134	130	60	62	64	45	52
30/07/99	149	260	75	65	74	44	50
17/08/99	167	85	105	84	80	64	59
31/08/99	181	165	105	90	68	43	59
15/09/99	196	295	85	75	70	75	74
28/09/99	209	120	80	75	54	33	33
25/10/99	236	195	64	50	55	60	61
22/11/99	263	180	12	10	14		
06/12/99	277	174	64	52			
20/12/99	291	72	45	44	21	2.2	
17/01/00	319	98	48	44	45	40	12
15/02/00	347	159	52	42	37	31	29
13/03/00	375	60	48	31	29	28	26
27/03/00	389	116	49	32	29	27	29
10/04/00	403	56	51	36	33	28	24
24/04/00	417	80	56	37	33	30	22
09/05/00	431	108	43	32	29	25	22
22/05/00	445	107	60	37	33	31	27

Tabela I.18. Concentração de Pf (mg/l) para as lagoas que compõem sistema 3

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-30	LA-20	LF-15(1)	LF-15(2)	LM-7
20/05/99	78	80	38	33	25		
09/06/99	98	92	89	52	38	30	28
30/06/99	119	55	101	84	71	62	47
15/07/99	134	130	110	70	81	80	62
30/07/99	149	260	100	90	90	89	90
17/08/99	167	85	98	94	87	79	80
31/08/99	181	165	115	75	80	80	68
15/09/99	196	295	90	80	80	82	94
28/09/99	209	120	100	70	63	63	54
25/10/99	236	195	80	75	255	55	51
22/11/99	263	180	13	10	14		
06/12/99	277	174	72	53			
20/12/99	291	72	50	48	27	5	
17/01/00	319	98	49	50	46	45	35
15/02/00	347	159	38	35	35	34	34
13/03/00	375	60	38	31	27	27	27
27/03/00	389	116	37	28	24	23	16
10/04/00	403	56	39	31	29	25	21
24/04/00	417	80	36	32	31	28	24
09/05/00	431	108	29	27	23	21	19
22/05/00	445	107	41	32	30	27	22

Tabela I.20. Concentração de ST(mg/l) para as lagoas que compõem sistema 1

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-35	LA-46	LF-24	LAG-15
11/05/99	68	21930	19716			
20/05/99	78	14899	7164			
09/06/99	98	10221	23746	11187	2151	
30/06/99	119	11276	9599	5458	4291	3298
15/07/99	134	9686	7605	5041	4182	3620
30/07/99	149	34148	17192	5305	4685	3974
17/08/99	167	12108	10159	5401	5581	5024
31/08/99	181	14514	6811	5794	4586	4447
15/09/99	196	9019	5642	5127	4603	4451
28/09/99	209	5419	5315	4757	4352	3703
25/10/99	236	10189	6205	4387	4096	3656
22/11/99	263	5098	3668	4573	4393	
06/12/99	277	7035	3690	3747		
20/12/99	291	7230	3475	3551	1715	743
03/01/00	305	5788	6956	3566	2663	1474
17/01/00	319	8850	6798	6978	6800	5634
31/01/00	333	5683	4540	3772	3386	3219
15/02/00	347	8852	3054	3130	2900	3218
28/02/00	361	5953	3218	3073	2950	3185
13/03/00	375	7288	2801	2902	2841	2943
27/03/00	389	4622	3084	2865	2913	2835
10/04/00	403	5303	3110	2716	2717	2696
24/04/00	417	5160	3249	2738	2485	2755
09/05/00	431	8006	3367	2987	2648	2559
22/05/00	445	11636	3569	2835	2596	2573

Tabela I.21. Concentração de ST (mg/l) para as lagoas que compõem sistema 2

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-35	LA-30	LF-20	LF-15	LM-7
11/05/99	68	21930	19930	10220			
20/05/99	78	14899	5238	4609			
09/06/99	98	10221	16687	10982	1262	1339	810
30/06/99	119	11276	8586	5081	4500	3566	3490
15/07/99	134	9686	7806	5066	4101	3129	3197
30/07/99	149	34148	10089	5039	6902	3729	3654
17/08/99	167	12108	13873	5218	5186	5103	4986
31/08/99	181	14514	8512	5804	3941	3306	3743
15/09/99	196	9019	7835	5130	4635	4489	4701
28/09/99	209	5419	5532	4564	4083	3070	3020
25/10/99	236	10189	7812	4288	3952	4017	3554
22/11/99	263	5098	3480	3643	4186		
06/12/99	277	7035	3601	3572			
20/12/99	291	7230	4888	3453	1813	348	
03/01/00	305	5788	3589	3465	2869	1771	1229
17/01/00	319	8850	6518	6900	7040	5856	4690
31/01/00	333	5683	4463	3921	3675	3516	3454
15/02/00	347	8852	3495	2978	2994	3640	3566
28/02/00	361	5953	3515	2933	2768	3354	3151
13/03/00	375	7288	2979	2812	2389	2940	2858
27/03/00	389	4622	3087	2819	2519	2787	2623
10/04/00	403	5303	3397	2791	2553	2609	2502
24/04/00	417	5160	3436	2942	2729	2666	2413
09/05/00	431	8006	3570	2961	2614	2563	2439
22/05/00	445	11636	3662	3105	2741	2579	2543

Tabela I.22. Concentração de ST(mg/l) para as lagoas que compõem sistema 3

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-30	LA-20	LF-15(1)	LF-15(2)	LM-7
11/05/99	68	21930	14348	15878	8224		
20/05/99	78	14899	1141	4375	4241		
09/06/99	98	10221	13737	9452	7936	1077	1340
30/06/99	119	11276	8747	5389,1	4931	3380	3064
15/07/99	134	9686	9630	5882	4664	4002	4357
30/07/99	149	34148	15315	5431	5162	4357	4884
17/08/99	167	12108	9617	5724	6064	5504	5815
31/08/99	181	14514	13743	6150	5115	4687	4260
15/09/99	196	9019	5285	5327	4837	4735	5670
28/09/99	209	5419	5950	4631	4344	4058	3949
25/10/99	236	10189	9772	4613	4638	4174	4161
22/11/99	263	5098	3617	3747	4316		
06/12/99	277	7035	3376	3281			
20/12/99	291	7230	3398	3203	2333	833	
03/01/00	305	5788	3703	3125	3035	2240	1695
17/01/00	319	8850	6390	6375	6456	6712	2616
31/01/00	333	5683	2990	2908	2760	2592	2378
15/02/00	347	8852	3080	2688	2406	3188	3771
28/02/00	361	5953	2818	2665	2511	3062	3172
13/03/00	375	7288	4341	2605	2383	2543	3047
27/03/00	389	4622	2712	2567	2470	2391	2189
10/04/00	403	5303	2856	2532	2406	2374	2400
24/04/00	417	5160	3101	2680	2530	2418	2464
09/05/00	431	8006	3097	2613	2316	2525	2388
22/05/00	445	11636	3339	2723	2674	2438	2483



Tabela I.23. Concentração de SF(mg/l) para as lagoas que compõem sistema 1

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-35	LA-46	LF-24	LAG-15
11/05/99	68	9024	14150			
20/05/99	78	5754	4031			
09/06/99	98	3499	18338	8818	2406	
30/06/99	119	3573	4228	3176	2544	2046
15/07/99	134	3975	3650	2959	2676	2262
30/07/99	149	9356	7300	3371	2806	2469
17/08/99	167	4357	4510	3111	2837	2879
31/08/99	181	4976	3076	2976	2995	3027
15/09/99	196	3402	3119	3116	3027	2978
28/09/99	209	2263	3007	3089	2664	2263
25/10/99	236	3434	3273	3196	2695	2425
22/11/99	263	2153	2381	2640	3083	
06/12/99	277	2532	2321	2610		
20/12/99	291	2890	2305	2792	1193	407
03/01/00	305	2445	3480	2415	1915	899
17/01/00	319	4034	4286	4854	4976	3830
31/01/00	333	2299	1906	2314	2424	2204
15/02/00	347	3181	1950	2154	2101	2377
28/02/00	361	2677	2014	2316	2142	2215
13/03/00	375	2588	1830	2159	2060	1982
27/03/00	389	2026	1823	2154	2116	2101
10/04/00	403	2343	1928	1882	2084	2028
24/04/00	417	2025	1945	2013	1889	1996
09/05/00	431	3145	2156	2325	1860	1877
22/05/00	445	3696	2073	2090	1866	1845

Tabela I.24 . Concentração de SF (mg/l) para as lagoas que compõem sistema 2

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-35	LA-30	LF-20	LF-15	LM-7
11/05/99	68	9024	15570	7654			
20/05/99	78	5754	3224	2831			
09/06/99	98	3499	13800	8386	1140	1573	1299
30/06/99	119	3573	4038	3327	2673	2342	2214
15/07/99	134	3975	3727	3149	2499	2000	2130
30/07/99	149	9356	4665	3107	5444	2373	2601
17/08/99	167	4357	6389	3108	3429	2979	2903
31/08/99	181	4976	3951	3211	2582	2254	2605
15/09/99	196	3402	4063	3285	2966	2968	3307
28/09/99	209	2263	3039	2936	2610	2043	2002
25/10/99	236	3434	3861	2875	2607	2656	2524
22/11/99	263	2153	2284	2507	3050		
06/12/99	277	2532	2258	2422			
20/12/99	291	2890	3743	2611	1316	176	
03/01/00	305	2445	2150	2378	2098	1134	671
17/01/00	319	4034	4222	4730	4976	4282	3308
31/01/00	333	2299	1861	2191	2412	2402	2379
15/02/00	347	3181	1981	2076	2165	2671	2614
28/02/00	361	2677	1946	2027	1973	2341	2681
13/03/00	375	2588	1828	1915	1700	2044	2288
27/03/00	389	2026	1894	2040	1804	1926	2011
10/04/00	403	2343	1968	1820	1865	1794	1721
24/04/00	417	2025	1999	2046	1869	1842	1738
09/05/00	431	3145	2156	2104	2082	1719	1894
22/05/00	445	3696	2097	2142	1875	1793	1816

Tabela I.25. Concentração de SF(mg/l) para as lagoas que compõem sistema 3

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-30	LA-20	LF-15(1)	LF-15(2)	LM-7
11/05/99	68	9024	9580	13610	6373		
20/05/99	78	5754		2717	3256		
09/06/99	98	3499	10768	7351	6338	6192	2337
30/06/99	119	3573	4159	3032	2744	2151	1817
15/07/99	134	3975	3303	3087	2641	2483	2627
30/07/99	149	9356	6390	3133	2854	2649	3109
17/08/99	167	4357	4216	2981	3205	3182	3375
31/08/99	181	4976	5956	3086	3078	2862	2693
15/09/99	196	3402	3053	3091	3020	3124	4035
28/09/99	209	2263	3347	2846	2596	2501	2694
25/10/99	236	3434	4736	2542	2515	2648	3073
22/11/99	263	2153	2378	2525	2971		
06/12/99	277	2532	2269	2369			
20/12/99	291	2890	2310	2325	1566	468	
03/01/00	305	2445	2179	2319	2093	1443	980
17/01/00	319	4034	4088	5105	5160	4480	4270
31/01/00	333	2299	1964	1929	2291	2274	2206
15/02/00	347	3181	1938	1897	1827	2267	2633
28/02/00	361	2677	1966	1928	1792	2183	2385
13/03/00	375	2588	2672	1898	1647	1794	2325
27/03/00	389	2026	1995	1869	1716	1782	1674
10/04/00	403	2343	1861	1829	1715	1595	1649
24/04/00	417	2025	2159	1844	1815	1796	2415
09/05/00	431	3145	2390	1976	1787	1818	1884
22/05/00	445	3696	2176	1878	1872	1778	1753

Tabela I.26 . Concentração de SV(mg/l) para as lagoas que compõem sistema 1

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-35	LA-46	LF-24	LAG-15
11/05/99	68	12906	5560			
20/05/99	78	9145	3133			
09/06/99	98	6722	5408	2369	1104	
30/06/99	119	7703	5371	2282	1747	1252
15/07/99	134	5711	3955	2082	1506	1358
30/07/99	149	24792	9892	1934	1879	1505
17/08/99	167	7751	5649	2290	2744	2145
31/08/99	181	9538	3735	2818	1591	1420
15/09/99	196	5617	2343	2011	1576	1473
28/09/99	209	3156	2308	1668	1688	1440
25/10/99	236	6755	2932	1191	1401	1231
22/11/99	263	2945	1287	1933	1310	
06/12/99	277	4503	1369	1137		
20/12/99	291	4340	1170	759	522	336
03/01/00	305	3343	3476	1151	748	575
17/01/00	319	4816	2512	2124	1824	1804
31/01/00	333	3384	2634	1458	962	1015
15/02/00	347	5671	1104	976	799	841
28/02/00	361	3276	1204	757	808	970
13/03/00	375	4700	971	743	781	961
27/03/00	389	2594	1261	711	797	734
10/04/00	403	2960	1182	834	633	688
24/04/00	417	3135	1304	725	596	759
09/05/00	431	4861	1211	662	788	682
22/05/00	445	7940	1496	745	730	728

Tabela I.27 . Concentração de SV (mg/l) para as lagoas que compõem sistema 2

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-35	LA-30	LF-20	LF-15	LM-7
11/05/99	68	12906	4360	2560			
20/05/99	78	9145	2014	1778			
09/06/99	98	6722	2887	2596	1212	766	802
30/06/99	119	7703	4548	1754	1827	1224	1276
15/07/99	134	5711	4079	1917	1602	1129	1067
30/07/99	149	24792	5424	1932	1459	1356	1053
17/08/99	167	7751	7484	2110	1757	2125	2083
31/08/99	181	9538	4561	2593	1359	1052	1138
15/09/99	196	5617	3772	1845	1669	1521	1394
28/09/99	209	3156	2493	1628	1473	964	1018
25/10/99	236	6755	3951	1413	1345	1361	1030
22/11/99	263	2945	1196	1136	1136		
06/12/99	277	4503	1343	1150			
20/12/99	291	4340	1145	842	497	172	
03/01/00	305	3343	1439	1087	771	637	558
17/01/00	319	4816	2296	2170	2064	1574	1382
31/01/00	333	3384	2602	1730	1263	1114	1075
15/02/00	347	5671	1514	902	829	964	1152
28/02/00	361	3276	1569	906	795	1013	1070
13/03/00	375	4700	1151	897	689	896	970
27/03/00	389	2594	1193	779	715	816	912
10/04/00	403	2960	1429	971	688	815	781
24/04/00	417	3135	1437	896	860	824	675
09/05/00	431	4861	1414	857	532	844	545
22/05/00	445	7940	1565	963	866	786	727



Tabela I.28. Concentração de SV(mg/l) para as lagoas que compõem sistema 3

Data	Tempo (dias)	Entrada	LA-30	LA-20	LF-15(1)	LF-15(2)	LM-7
11/05/99	68	12906	4720	2260	1850		
20/05/99	78	9145	1000	1658	985		
09/06/99	98	6722	2969	2101	1598	1578	1023
30/06/99	119	7703	4588	2359	2187	1229	1247
15/07/99	134	5711	6327	2795	2023	1519	1730
30/07/99	149	24792	8925	2298	2308	1708	1775
17/08/99	167	7751	5401	2743	2859	2322	2440
31/08/99	181	9538	7787	3064	2037	1825	1567
15/09/99	196	5617	2232	2236	1817	1611	1635
28/09/99	209	3156	2603	1785	1748	1557	1255
25/10/99	236	6755	5036	2071	2123	1526	1088
22/11/99	263	2945	1239	1222	1345		
06/12/99	277	4503	1107	912			
20/12/99	291	4340	1088	878	767	365	
03/01/00	305	3343	1524	806	942	797	715
17/01/00	319	4816	2302	1270	3296	2232	1946
31/01/00	333	3384	1026	979	469	318	172
15/02/00	347	5671	1142	791	579	921	1138
28/02/00	361	3276	852	737	719	879	787
13/03/00	375	4700	1669	707	736	749	722
27/03/00	389	2594	717	698	754	609	515
10/04/00	403	2960	995	703	691	779	751
24/04/00	417	3135	942	836	715	622	49
09/05/00	431	4861	707	636	529	707	504
22/05/00	445	7940	1163	845	802	660	730

Tabela I.29. Concentração de CF (UFC/100 ml) nos sistemas estudados

Data	Tempo (dias)	Sistema 1		Sistema 2		Sistema 3	
		LA - 35	LAG -15	LA - 35	LM - 7	LA - 30	LM - 7
03/01/00	305	3000	210	2200	10	1600	4
17/01/00	319	540	500	900	5	200	8
31/01/00	333	2400	22	2100	15	120	2
15/02/00	347	2800	40	25	2	81	33
28/02/00	361	4400	920	430	3	420	17
13/03/00	375	560	32	100	89	460	0
27/03/00	389	1400	15	150	10	460	3
10/04/00	403	1900	2	40	5	700	2
24/04/00	417	2400	54	2000	4	3200	0
09/05/00	431	1600	31	1200	4	1000	2
22/05/00	445	1800	47	2200	2	1700	11

## ANEXO II

Tabela II.1. pH mensurado durante o período de amostragem nas lagoas que compõem o sistema 1

Data	LA-35	LA-46	LF-24	LAG-15
11/05/99	8,35			
20/05/99	7,99			
09/06/99	7,89	8,66	8,55	
15/07/99	7,89	8,35	8,58	8,61
30/07/99	7,77	8,48	8,77	8,93
17/08/99	7,99	8,55	8,7	8,88
31/08/99	8,04	8,49	8,48	8,48
15/09/99	8,13	8,5	8,46	8,47
28/09/99	8,17	8,46	8,39	8,41
03/11/99	8	8,38	8,26	
04/11/99	8,02	8,46	8,44	8,27
08/11/99	7,89	8,46	8,41	8,45
16/11/99	8,12	8,62	8,4	8,39
17/11/99	8,18	8,64	8,46	8,34
22/11/99	7,95	8,58	8,46	8,48
23/11/99	7,96	8,6	8,4	8,28
01/12/99	7,96	8,62		
02/12/99	8	8,7		
07/12/99	7,96	8,68		
14/12/99	8,02	8,59	8,52	9
16/12/99	8,23	8,77	8,07	9,4
20/12/99	8,16	8,76	8,71	9,34
27/12/99	8,3	9,02	8,86	9,15
28/12/99	8,1	8,78	8,67	9,05
03/01/00	7,95	8,69	8,56	8,95
05/01/00	7,85	8,57	8,38	8,54
11/01/00	7,91	8,61	8,44	8,38
13/01/00	7,57	8,59	8,46	8,25
18/01/00	7,99	8,2	9,99	8,78
25/01/00	8,03	8,66	8,51	7,51
26/01/00	8,09	8,66	8,42	7,64
08/02/00	8,16	8,3	8,39	8,12
16/02/00	8,03	8,63	8,61	8,61
24/02/00	7,84	8,33	8,51	8,7
28/02/00	7,96	8,55	8,48	8,61
15/03/00	8,07	8,3	8,31	8,61
23/03/00	8	8,3	8,27	8,53
29/03/00	8,02	8,3	8,5	8,59
11/04/00	7,98	8,43	8,34	8,3
19/04/00	7,98	8,45	8,43	8,47
26/04/00	7,92	8,41	8,27	8,35
10/05/00	8,15	8,7	8,57	8,24

Tabela II.2. pH mensurado durante o período de amostragem nas lagoas que compõem o sistema 2.

Data	LA-35	LA-30	LF-20	LF-15	LM-7
11/05/99	8,05	8,77			
20/05/99	8,07	8,6			
09/06/99	7,91	8,37	8,55	8,44	8,34
15/07/99	7,86	8,36	8,61	8,62	8,52
30/07/99	8,07	8,58	8,8	8,73	8,68
17/08/99	8,1	8,85	8,74	8,75	8,79
31/08/99	8,04	8,5	8,49	8,48	8,51
15/09/99	8,16	8,5	8,5	8,47	8,45
28/09/99	8,24	8,52	8,37	8,36	8,41
03/11/99	8	8,36	8,27		
04/11/99	7,98	8,42	8,46		
08/11/99	7,98	8,46	8,4	8,25	6,92
16/11/99	8,23	8,67	8,44	8,46	7,23
17/11/99	8,22	8,67	8,46	8,39	7,58
22/11/99	8,05	8,61	8,43	8,42	7,09
23/11/99	8,03	8,64	8,41	8,42	7,81
01/12/99	7,98	8,63			
02/12/99	8,05	8,77			
07/12/99	8,06	8,73			
14/12/99	8,02	8,63	8,41	9,25	10,21
16/12/99	8,28	8,83	8,73	9,52	10,77
20/12/99	8,17	8,83	8,71	10,58	11
27/12/99	8,28	9	8,83	9,61	11,06
28/12/99	8,08	8,64	8,5	9,16	11,07
03/01/00	7,95	8,54	8,48	8,74	11,04
05/01/00	7,87	8,43	8,31	8,58	7,03
11/01/00	7,91	8,53	8,36	8,38	9,2
13/01/00	7,84	8,48	8,39	8,33	9,32
18/01/00	8	8,53	8,38	8,74	9,39
25/01/00	8,09	8,49	8,42	8,64	9,47
26/01/00	8,08	8,42	8,31	8,58	9,57
08/02/00	8,13	8,4	8,26	8,5	8,86
16/02/00	8,07	8,59	8,5	8,6	8,8
24/02/00	7,94	8,38	8,45	8,94	8,93
28/02/00	8,1	8,55	8,45	8,5	8,69
15/03/00	8,1	8,33	8,5	8,79	9,13
23/03/00	8,1	8,45	8,4	8,55	8,88
29/03/00	8,07	8,46	8,51	8,85	9,24
11/04/00	8	8,4	8,12	8,59	8,86
19/04/00	8,1	8,61	8,55	8,62	8,75
26/04/00	8,01	8,4	8,28	8,45	8,68
10/05/00	8,19	8,7	8,62	8,51	8,42

Tabela II.3. pH mensurado durante o período de amostragem nas lagoas que compõem o sistema 3

Data	LA-30	LA-20	LF-15 (1)	LF-15 (2)	LM-7
11/05/99	7,9	8,52	8,55		
20/05/99	8,09	8,58	8,54		
09/06/99	8,03	8,02	8,23	8,5	8,25
15/07/99	7,76	8,14	8,24	8,4	8,32
30/07/99	7,74	8,29	8,35	8,56	8,73
17/08/99	7,09	8,4	8,41	8,58	8,57
31/08/99	7,7	8,33	8,23	8,4	8,5
15/09/99	8,07	8,37	8,15	8,25	8,32
28/09/99	7,97	8,37	8,25	8,23	8,33
03/11/99	7,67	8,3	8,05		
04/11/99	7,94	8,11	8,22		
08/11/99	7,68	8,25	8,28	8,12	7,18
16/11/99	7,92	8,61	8,41	8,23	6,9
17/11/99	7,93	8,51	8,43	8,24	7,84
22/11/99	7,9	8,55	8,4	8,37	7,62
23/11/99	7,76	8,52	8,39	8,41	8,14
01/12/99	7,77	8,56			
02/12/99	7,83	8,67			
07/12/99	7,93	8,56			
14/12/99	7,88	8,49	8,58	10,11	10,39
16/12/99	8,12	8,78	8,84	9,7	10,82
20/12/99	8,11	8,86	8,78	9,5	11,07
27/12/99	8,17	9,07	8,75	9,77	9,42
28/12/99	8,1	8,8	8,59	8,91	10,82
03/01/00	7,81	8,45	8,36	9	9,99
05/01/00	7,78	8,37	8,28	8,44	9,45
11/01/00	7,83	8,48	8,37	8,3	8,95
13/01/00	7,76	8,47	8,35	8,36	8,92
18/01/00	7,91	8,52	8,43	8,8	8,65
25/01/00	8,05	8,52	8,39	8,55	9,22
26/01/00	8,15	8,48	8,3	8,46	9
08/02/00	8,1	8,39	8,31	8,5	9,2
16/02/00	7,88	8,51	8,46	8,46	8,73
24/02/00	7,77	8,28	8,57	8,76	8,75
28/02/00	8,14	8,49	8,45	8,49	8,75
15/03/00	7,98	8,41	8,52	8,75	8,93
23/03/00	8	8,53	8,42	8,66	9,05
29/03/00	8,13	8,2	8,59	8,68	8,92
11/04/00	7,98	8,35	8,26	8,32	8,73
19/04/00	8,03	8,38	8,57	8,56	8,8
26/04/00	8,09	8,38	8,29	8,37	8,58
10/05/00	8,11	8,67	8,52	8,51	8,46



Tabela II.4. Valores máximos, médios e mínimos do pH para os sistemas estudados.

Sistema	Lagoa	Máximo	Média	Mínimo
1	LA-35	8,4	8,0	7,6
1	LA-46	9,0	8,5	8,2
1	LF-24	10,0	8,5	8,1
1	LAG-15	9,4	8,5	7,5
2	LA-35	8,3	8,1	7,8
2	LA-30	9,0	8,6	8,3
2	LF-20	8,8	8,5	8,1
2	LF-15	10,6	8,7	8,3
2	LM-7	11,1	8,9	6,9
3	LA-30	8,2	7,9	7,1
3	LA-20	9,1	8,5	8,0
3	LF-15 (1)	8,8	8,4	8,1
3	LF-15 (2)	10,1	8,6	8,1
3	LM-7	11,1	8,9	6,9

Tabela II.5. Temperatura °C, mensurada durante o período de amostragem nas lagoas que compõem o sistema 1

Data	LA-35	LA-46	LF-24	LAG-15
11/05/1999	17			
20/05/1999	11,3			
09/06/1999	13,9	13,7	13,5	
30/06/1999	16,3	14,2	15,6	14,5
15/07/1999	17,2	16,5	15,9	15,5
30/07/1999	15,7	15,7	15,7	15,6
17/08/1999	14,1	13,5	12,7	15,7
31/08/1999	21,7	21,1	20,4	19,6
15/09/1999	18,2	18	17,7	18,5
28/09/1999	19	18,7	16,8	16,6
03/11/1999	23	23,4	27	26,3
04/11/1999	23,4	23,6	23,8	23,5
08/11/1999	22,8	22,5	23	24,3
16/11/1999	20	19,9	17,7	17,1
17/11/1999	19,8	20	16,9	17
22/11/1999	24,6	24,6	24,5	
23/11/1999	22,4	22,1	21,8	23,9
01/12/1999	26,2	26,1		
02/12/1999	24,2	24,8		
07/12/1999	23,9	22,9		
14/12/1999	25,1	25	28,7	29
16/12/1999	24,6	24,9	27,4	26,4
20/12/1999	29,1	29,8	38,3	29,8
27/12/1999	27,8	28	28,8	27,5
28/12/1999	28,5	28	37,7	31,5
03/01/2000	25,7	27,1	34,6	32,5
05/01/2000	27,9	30,8	35	33,5
11/01/2000	25,1	25,7	25	24,1
13/01/2000	25	25,3	24,5	24,7
18/01/2000	29	28,9	33,8	29,3
25/01/2000	28,4	29	32,6	28,6
26/01/2000	27,8	28,3	34,5	29,5
08/02/2000	29,6	30,03	34,4	31,3
16/02/2000	25	25,8	26,4	25
24/02/2000	28,6	29,4	34,4	33,6
28/02/2000	25,2	24,9	24,8	24,8
15/03/2000	28	29,8	33	31
29/03/2000	26,5	25	27,3	26,8
11/04/2000	26,3	26,4	29,9	29,3
19/04/2000	21,1	21,3	23	20,1
10/05/2000	13,9	14,9	17,4	17,3

Tabela II.6. Temperatura (°C) mensurada durante o período de amostragem nas lagoas que compõem o sistema 2.

Data	LA-35	LA-30	LF-20	LF-15	LM-7
11/05/1999	16,8	15,8			
20/05/1999	11,1	10,2			
09/06/1999	13,9	13,6	13,5	13,8	12,6
30/06/1999	14,8	14,5	14,6	15,2	15
15/07/1999	16	16	16	15,8	18
30/07/1999	15,6	15,9	15,7	15,7	15,9
17/08/1999	15,1	14,2	14,6	16	17,6
31/08/1999	20,5	20	20,1	19,8	21,4
15/09/1999	17,8	17,2	18,6	18,6	20,6
28/09/1999	18,5	18,2	17	17	16,4
03/11/1999	22,9	23,7	24,4		
04/11/1999	23,3	23,6	22,4		
08/11/1999	22,2	21,6	20,8	26,2	28,5
16/11/1999	19,8	19,6	18,1	22,5	24,1
17/11/1999	19,4	19,2	17,8	22,3	29
22/11/1999	24,1	24,1	24,3	17,1	16,8
23/11/1999	22,9	22,2	21,9	17,3	18,8
01/12/1999	26,6	25,8			
02/12/1999	24,4	23,9			
07/12/1999	23,5	22,4			
14/12/1999	25,03	24,6	29,9	29,3	31,2
16/12/1999	24,8	24,6	30,4	29,6	31,2
20/12/1999	29	30,5	39,2	38,2	35,5
27/12/1999	27,8	28,6	28,9	28,4	27,2
28/12/1999	30,2	30,7	39,7	39,7	37,6
03/01/2000	25,7	27,8	36,9	35,5	35
05/01/2000	28,5	29,8	35,6	35,5	34,8
11/01/2000	25,8	25,7	24,9	25	25
13/01/2000	25,6	25,1	24,7	24,7	25,5
18/01/2000	29	28,8	32,6	35,7	34,8
25/01/2000	30	28,6	34,6	34,7	31,47
26/01/2000	28,4	27,9	35,5	34,7	32,9
08/02/2000	29,3	30,01	36,6	36	34,9
16/02/2000	25,6	26,1	27,5	26,9	26,7
24/02/2000	28,5	29,3	35,1	33,6	33,4
28/02/2000	24,9	25	25	25	24,5
15/03/2000	28,8	29,9	33,9	33,2	32,5
29/03/2000	26,3	25,6	28,3	27,8	27,3
11/04/2000	26,5	26,8	33	32,2	30,8
19/04/2000	21,3	21,1	23	22,7	21,9
10/05/2000	14	14,9	18,4	18,6	17,4

Tabela II.7 Temperatura (°C) mensurada durante o período de amostragem nas lagoas que compõem o sistema 3

Data	LA-30	LA-20	LF-15 (1)	LF-15 (2)	LM-7
11/05/1999	15,6	16,1	15		
20/05/1999	10,5	10,6	10,6		
09/06/1999	13,5	14,3	14,5	14,1	13,4
30/06/1999	14,2	14,1	13,4	13,1	14,7
15/07/1999	16	15,7	15,9	15,7	18,5
30/07/1999	15,9	16	16,2	16	16
17/08/1999	14,1	15	15,4	15,4	17,4
31/08/1999	20,7	20,4	20,3	19,5	20,6
15/09/1999	17,8	18	18,3	19,7	21,7
28/09/1999	18,2	18,3	17,1	16,9	16,5
03/11/1999	24,8	24,3	25,4		
04/11/1999	23,3	23,6	23,8		
08/11/1999	22,1	21,4	22,9	25,1	28,3
16/11/1999	19,1	19,4	17,7	24,7	24,1
17/11/1999	19,1	19,5	17,1	24,1	28,2
22/11/1999	24,2	24,4	24,4	17,8	21,2
23/11/1999	22,7	22,8	21,2	17,1	18,9
01/12/1999	26,6	26,2			
02/12/1999	24,4	24,1			
07/12/1999	23	22,6			
14/12/1999	25,7	25,6	26,5	28,2	31,9
16/12/1999	25,1	25,1	28,8	28,4	32,8
20/12/1999	28,9	30,4	38,3	38,1	37,2
27/12/1999	27,1	27,6	27,6	27,4	27,5
28/12/1999	29,7	33,5	38,5	34,6	35,3
03/01/2000	25,8	26,9	36	34,8	33,7
05/01/2000	28	28,9	34,5	34,7	34,2
11/01/2000	25,8	26	24,7	24,8	24,8
13/01/2000	25,3	25,4	24,6	25,4	26,1
18/01/2000	29	31	35	35	33,7
25/01/2000	29,4	25	34,2	34,3	32,8
26/01/2000	26,8	26,9	34,3	32,1	31,9
08/02/2000	28,2	29,2	34,1	33,4	33,1
16/02/2000	24,8	24,4	26,8	25,4	25,3
24/02/2000	28,8	29	33,3	34,4	32,8
28/02/2000	24,6	24,6	24,6	24,7	25
15/03/2000	28,1	29,7	31	31,6	31,7
29/03/2000	26	26,8	26,1	26,4	26,3
11/04/2000	26,4	26,7	30,8	29,6	29,9
19/04/2000	21,5	21,3	22,5	22,1	22
10/05/2000	14,2	14,8	17,2	17,6	17,4

Tabela II.8 Média mensal da temperatura (°C) mensurada durante o período de amostragem nas lagoas que compõem o sistema 1

Mês/ano	LA-35	LA-46	LF-24	LAG-15
Mai/99	14,15			
Jun/99	15,1	13,95	14,55	14,5
Jul/99	16,45	16,1	15,8	15,55
Ago/99	17,9	17,3	16,55	17,65
Set/99	18,6	18,35	17,25	17,55
Nov/99	22,28	22,3	22,1	22,02
Dez/99	26,17	26,18	32,18	28,84
Jan/00	26,98	27,87	31,43	28,89
Fev/00	27,1	27,53	30	28,68
Mar/00	26,5	25	27,3	26,8
Abr/00	23,7	23,85	26,45	24,7
Mai/00	13,9	14,9	17,4	17,3

Tabela II.9. Média mensal da temperatura (°C) mensurada durante o período de amostragem nas lagoas que compõem o sistema 2.

Mês/ano	LA-35	LA-30	LF-20	LF-15	LM-7
Mai/99	13,95	13			
Jun/99	14,35	14,05	14,05	14,5	13,8
Jul/99	15,8	15,95	15,85	15,75	16,95
Ago/99	17,8	17,1	17,35	17,9	19,5
Set/99	18,15	17,7	17,8	17,8	18,5
Nov/99	22,08	22	21,38	21,08	23,44
Dez/99	26,41	26,38	33,62	33,04	32,54
Jan/00	27,57	27,67	32,11	32,25	31,35
Fev/00	27,07	27,6	31,05	30,37	29,87
Mar/00	26,3	25,6	28,3	27,8	27,3
Abr/00	23,9	23,95	28	27,45	26,35
Mai/00	14	14,9	18,4	18,6	17,4



Tabela II.10. Média mensal da temperatura (°C) mensurada durante o período de amostragem nas lagoas que compõem o sistema 3

Mês/ano	LA-30	LA-20	LF-15 (1)	LF-15 (2)	LM-7
Mai/99	13,05	13,35	12,8		
Jun/99	13,85	14,2	13,95	13,6	14,05
Jul/99	15,95	15,85	16,05	15,85	17,25
Ago/99	17,4	17,7	17,85	17,45	19
Set/99	18	18,15	17,7	18,3	19
Nov/99	22,18	22,2	21,78	21,76	24,14
Dez/99	26,31	26,88	31,94	31,34	32,94
Jan/00	27,15	27,15	31,9	31,58	31,02
Fev/00	26,6	26,8	29,7	29,47	29,05
Mar/00	26	26,8	26,1	26,4	26,3
Abr/00	23,95	24	26,65	25,85	25,95
Mai/00	14,2	14,8	17,2	17,6	17,4

Tabela II.11. Valores máximos, médios e mínimos da Temperatura (°C) para os sistemas estudados.

Sistema	Lagoa	Máximo	Média	Mínimo
1	LA-35	30	23	11
1	LA-46	31	24	14
1	LF-24	38	25	13
1	LAG-15	34	25	15
2	LA-35	30	23	11
2	LA-30	31	23	10
2	LF-20	40	26	14
2	LF-15	40	26	14
2	LM-7	38	26	13
3	LA-30	30	23	11
3	LA-20	34	23	11
3	LF-15 (1)	39	25	11
3	LF-15 (2)	38	25	13
3	LM-7	37	26	13

## ANEXO III

Tabela III.1. Concentrações de DQOt efluentes (mg/l) máximas, médias e mínimas para os sistemas estudados, durante a estabilização.

Sistema	Lagoa	Máximo	Média	Mínimo
1	Entrada	18400	9.729	5100
1	LA-35	6700	2.239	1375
1	LA-46	1400	1.158	875
1	LF-24	1285	872	620
1	LAG-15	1190	703	250
2	Entrada	18400	9.729	5100
2	LA-35	3050	2.135	1175
2	LA-30	1950	1.443	1100
2	LF-20	1890	1.124	720
2	LF-15	1525	1.026	250
2	LM-7	1410	951	680
3	Entrada	18400	9.729	5100
3	LA-30	2450	1.756	1200
3	LA-20	1920	1.327	880
3	LF-15 (1)	1800	1.150	600
3	LF-15 (2)	1190	926	720
3	LM-7	850	783	680

Tabela III. 2. Concentrações de DQOf efluentes (mg/l) máximas, médias e mínimas para os sistemas estudados, durante a estabilização.

Sistema	Lagoa	Máximo	Média	Mínimo
1	Entrada	10.870	6.257	4.420
1	LA-35	2.020	1.215	310
1	LA-46	980	806	330
1	LF-24	800	615	280
1	LAG-15	730	526	105
2	Entrada	10870	6257	4420
2	LA-35	2410	1575	410
2	LA-30	1250	1028	430
2	LF-20	1110	797	400
2	LF-15	1030	720	118
2	LM-7	920	582	390
3	Entrada	10870	6257	4420
3	LA-30	1430	1039	350
3	LA-20	1000	826	430
3	LF-15 (1)	930	661	480
3	LF-15 (2)	890	567	260
3	LM-7	810	476	300

Tabela III.3. Concentrações de NTK efluentes (mg/l) máximas, médias e mínimas para os sistemas estudados, durante a estabilização.

Sistema	Lagoa	Máximo	Média	Mínimo
1	Entrada	1446	1195	945
1	LA-35	1071	960	858
1	LA-46	869	702	606
1	LF-24	486	375	287
1	LAG-15	289	226	146
2	Entrada	1446	1195	945
2	LA-35	1066	960	834
2	LA-30	925	752	648
2	LF-20	583	436	328
2	LF-15	298	248	197
2	LM-7	203	138	71
3	Entrada	1446	1195	945
3	LA-30	1054	940	827
3	LA-20	966	802	606
3	LF-15 (1)	608	466	345
3	LF-15 (2)	583	328	201
3	LM-7	214	169	126

Tabela III. 4. Concentrações de Nf efluentes(mg/l) máximas, médias e mínimas para os sistemas estudados, durante a estabilização.

Sistema	Lagoa	Máximo	Média	Mínimo
1	Entrada	1.696	1.148	862
1	LA-35	1.412	941	684
1	LA-46	1.226	739	482
1	LF-24	813	427	292
1	LAG-15	578	218	32
2	Entrada	1696	1148	862
2	LA-35	1322	963	729
2	LA-30	1123	759	537
2	LF-20	773	440	261
2	LF-15	585	230	24
2	LM-7	328	140	54
3	Entrada	1696	1148	862
3	LA-30	1380	935	713
3	LA-20	1341	832	582
3	LF-15 (1)	1011	516	310
3	LF-15 (2)	840	324	146
3	LM-7	661	200	95



Tabela III.5. Concentrações de PT efluentes (mg/l) máximas, médias e mínimas para os sistemas estudados, durante a estabilização.

Sistema	Lagoa	Máximo	Média	Mínimo
1	Entrada	530	300	170
1	LA-35	480	89	53
1	LA-46	90	55	38
1	LF-24	90	45	32
1	LAG-15	60	40	20
2	Entrada	530	300	170
2	LA-35	240	87	60
2	LA-30	105	58	43
2	LF-20	95	52	34
2	LF-15	65	44	6
2	LM-7	68	43	26
3	Entrada	530	300	170
3	LA-30	360	98	55
3	LA-20	75	52	38
3	LF-15 (1)	70	46	36
3	LF-15 (2)	60	45	36
3	LM-7	55	40	30

Tabela III. 6. Concentrações de Pf efluentes (mg/l) máximas, médias e mínimas para os sistemas estudados, durante a estabilização.

Sistema	Lagoa	Máximo	Média	Mínimo
1	Entrada	159	95	56
1	LA-35	61	46	35
1	LA-46	49	37	28
1	LF-24	42	32	22
1	LAG-15	34	27	9
2	Entrada	159	95	56
2	LA-35	60	50	43
2	LA-30	44	37	31
2	LF-20	45	32	21
2	LF-15	40	30	25
2	LM-7	29	24	12
3	Entrada	159	95	56
3	LA-30	50	40	29
3	LA-20	50	35	27
3	LF-15 (1)	46	30	23
3	LF-15 (2)	45	26	5
3	LM-7	35	25	16

Tabela III.7. Concentrações de ST efluentes (mg/l) máximas, médias e mínimas para os sistemas estudados, durante a estabilização.

Sistema	Lagoa	Máximo	Média	Mínimo
1	Entrada	11636	7113	4622
1	LA-35	7812	4.052	2801
1	LA-46	3.772	3.002	2.716
1	LF-24	3.386	2.826	2.485
1	LAG-15	3.185	2.792	2.559
2	Entrada	11.636	7.113	4.622
2	LA-35	7.812	4.099	2.979
2	LA-30	6.900	3.506	2.791
2	LF-20	7.040	3.203	1.813
2	LF-15	5.856	2.973	1.771
2	LM-7	4.690	2.919	1.229
3	Entrada	11.636	7.113	4.622
3	LA-30	9.772	3.906	2.712
3	LA-20	6.375	3.222	2.532
3	LF-15 (1)	6.456	3.088	2.316
3	LF-15 (2)	6.712	2.884	2.240
3	LM-7	3.771	2.735	1.695

Tabela III.8. Concentrações de Sf efluentes (mg/l) máximas, médias e mínimas para os sistemas estudados, durante a estabilização.

Sistema	Lagoa	Máximo	Média	Mínimo
1	Entrada	4.034	2.779	2.025
1	LA-35	4.286	2.308	1.823
1	LA-46	2.325	2.156	1.882
1	LF-24	2.424	2.060	1.860
1	LAG-15	3.830	1.980	407
2	Entrada	4.034	2.779	2.025
2	LA-35	4.222	2.201	1.828
2	LA-30	2.191	2.040	1.820
2	LF-20	2.412	1.972	1.700
2	LF-15	2.341	1.923	1.719
2	LM-7	2.288	1.911	1.721
3	Entrada	4.034	2.779	2.025
3	LA-30	4.088	2.305	1.861
3	LA-20	5.105	2.215	1.829
3	LF-15 (1)	5.160	2.162	1.647
3	LF-15 (2)	2.274	1.921	1.595
3	LM-7	2.415	1.875	1.649

Tabela III.9. Concentrações de SV efluentes (mg/l) máximas, médias e mínimas para os sistemas estudados, durante a estabilização.

Sistema	Lagoa	Máximo	Média	Mínimo
1	Entrada	7.940	4.348	2.594
1	LA-35	3.476	1.584	971
1	LA-46	2.124	1.051	662
1	LF-24	1.824	869	522
1	LAG-15	1.804	841	336
2	Entrada	7.940	4.348	2.594
2	LA-35	3.951	1.683	1.145
2	LA-30	2.170	1.113	779
2	LF-20	2.064	932	497
2	LF-15	1.574	909	172
2	LM-7	1.382	906	545
3	Entrada	7.940	4.348	2.594
3	LA-30	5.036	1.434	707
3	LA-20	2.071	939	636
3	LF-15 (1)	3.296	917	469
3	LF-15 (2)	2.232	859	318
3	LM-7	1.946	760	49



Tabela V. Variação máximas, médias e mínimas da temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) para os sistemas estudados, durante a estabilização.

Sistema	Lagoa	Máximo	Média	Mínimo
1	LA-35	30	23	11
1	LA-46	31	24	14
1	LF-24	38	25	13
1	LAG-15	34	25	15
2	LA-35	30	23	11
2	LA-30	31	23	10
2	LF-20	40	26	14
2	LF-15	40	26	14
2	LM-7	38	26	13
3	LA-30	30	23	11
3	LA-20	34	23	11
3	LF-15 (1)	39	25	11
3	LF-15 (2)	38	25	13
3	LM-7	37	26	13

## ANEXO IV

Tabela IV. 1 Eficiência média de todos os parâmetros avaliados, após a estabilização, de cada lagoa que compõe os sistemas estudados.

sistemas	lagoas	DQOt	DQOf	NTK	PT	Pf	ST	SF	SV
1	LA -35	77	81	20	67	51	43	17	64
1	LA - 46	48	34	27	47	17	26	7	34
1	LF - 24	25	24	47	19	15	6	4	17
1	LAG - 15	19	14	40	10	14	1	4	3
2	LA -35	78	75	20	71	47	42	21	61
2	LA - 30	32	35	22	33	26	14	7	34
2	LF - 20	22	22	42	11	14	9	3	16
2	LF - 15	9	10	43	15	7	7	2	2
2	LM - 7	7	19	44	2	21	2	1	0,3
3	LA - 30	82	83	21	67	58	45	17	67
3	LA - 20	24	21	15	47	12	18	5	34
3	LF - 15(1)	13	20	42	11	14	4	2	2
3	LF - 15(2)	20	14	30	2	13	7	11	6
3	LM - 7	15	16	48	11	4	5	2	12

Tabela IV. 2 Eficiência média total após a estabilização dos sistemas 1, 2 e 3 para os vários parâmetros estudados.

Parâmetros	Sistema 1	Sistema 2	Sistema 3
DQOt	93	90	92
DQOf	92	91	92
NTK	81	88	86
PT	87	85	87
Pf	71	75	74
ST	61	59	62
SF	30	31	32
SV	81	79	83
CF	92	99	99